

DÉVELOPPEMENT D'UN OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE DE  
REMÉDIATION DES NAPPES PHRÉATIQUES

Par Claire Druet

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable en vue  
de l'obtention du grade de maîtrise en environnement (M. Env.)

Sous la direction de monsieur Stéphane Tanguay

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Mai 2020

## SOMMAIRE

Mots-clés : Contamination, nappe phréatique, eaux souterraines, technique de remédiation, bioremédiation, schéma décisionnel, Québec

Au Québec, la pollution des nappes phréatiques constitue un enjeu, dans la mesure où 27,7 % de la population dépendent de l'eau souterraine pour leurs besoins domestiques. Il peut s'avérer nécessaire d'entreprendre une décontamination pour rendre l'eau à nouveau consommable et pour éviter une migration des polluants vers d'autres nappes. Mais choisir la bonne technique de remédiation parmi celles existantes peut être difficile pour les gestionnaires en environnement. C'est la raison pour laquelle l'objectif principal de ce travail était de réaliser un outil d'aide à la décision pour le choix des techniques de remédiation des nappes phréatiques.

Les objectifs spécifiques consistaient à identifier les contaminants les plus présents dans les nappes phréatiques québécoises, décrire les notions de base en matière d'hydrogéologie et de transport des contaminants dans la nappe, détailler les différentes techniques de remédiation et déterminer les paramètres influençant le choix des techniques afin de pouvoir développer un outil d'aide à la décision pour effectuer le choix de la meilleure technique en fonction de ces paramètres.

Au Québec, la plupart des aquifères respectent les normes de potabilité. Cela est dû notamment à la nature du contexte géologique et des dépôts de surface. Mais un certain nombre d'occurrences de pollution existent. Certaines d'entre elles sont dues à la composition des roches-mères, d'autres sont d'origine anthropique, et concernent souvent les nitrites-nitrates, les hydrocarbures  $C_{10}$  à  $C_{50}$ , les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les métaux lourds, et parfois les biphényles polychlorés. Toutes les nappes ne montrent pas la même vulnérabilité aux différentes formes de pollution, en fonction des conditions locales.

Les traitements possibles sont de plusieurs natures : physique, chimique ou biologique. Pour chaque traitement, les paramètres permettant ou limitant son recours ont été étudiés, parmi lesquels ceux liés aux contaminants, au site, aux impacts environnementaux et aux coûts et à la durée. Ces paramètres ont ensuite été synthétisés en vue de réaliser des schémas décisionnels dont le but est de permettre une présélection des techniques envisageables. Ces schémas éliminent au fur et à mesure, pour chaque paramètre, les techniques qui ne sont pas envisageables. Celles qui restent envisageables en fin de parcours sont celles dont la faisabilité sur le terrain devrait être étudiée.

## **REMERCIEMENTS**

J'aimerais remercier mon directeur d'essai, monsieur Stéphane Tanguay, pour ses nombreuses relectures, son souci du détail et son soutien. Il m'a permis d'améliorer mon essai, tant sur le plan du contenu que de la forme.

## TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION .....	1
1. MISE EN CONTEXTE .....	3
1.1 État des lieux des eaux souterraines au Québec.....	3
1.1.1 Contexte géologique au Québec .....	3
1.1.2 Contaminants principaux au Québec .....	5
1.2 L'encadrement légal et réglementaire au niveau fédéral .....	9
1.3 L'encadrement légal et réglementaire au niveau provincial.....	9
1.3.1 Standards de qualité de l'eau.....	10
1.3.2 Encadrement des activités ayant un impact sur les eaux souterraines .....	10
1.3.3 La réhabilitation des terrains contaminés.....	11
2. PROCESSUS DE CONTAMINATION DES NAPPES PHRÉATIQUES .....	12
2.1 Fonctionnement hydrogéologique des nappes phréatiques .....	12
2.1.1 Classification des eaux souterraines .....	12
2.1.2 Types de formation géologiques .....	13
2.1.3 Types d'aquifères.....	13
2.1.4 Propriétés physiques des aquifères.....	14
2.2 Voies de contamination des nappes phréatiques .....	15
2.3 Sources de contamination des nappes phréatiques .....	16
2.4 Mécanismes de transport des contaminants .....	16
2.4.1 Le déplacement des contaminants.....	17
2.4.2 Le cas des liquides de phase non aqueuse .....	18
2.5 Le sort des contaminants .....	18
2.5.1 Processus physicochimiques .....	18
2.5.2 Dégradation biologique .....	19

3. LES DIFFÉRENTES TECHNIQUES DE REMÉDIATION <i>IN SITU</i> DES NAPPES PHRÉATIQUES .....	20
3.1 Traitements physiques .....	20
3.1.1 Injection d'air comprimé ( <i>air sparging</i> ).....	20
3.1.2 Pompage et traitement .....	22
3.2 Traitements chimiques.....	24
3.2.1 Oxydation des contaminants.....	25
3.2.2 La réduction chimique des contaminants .....	28
3.3 Traitements biologiques.....	29
3.3.1 Bioremédiation – notions de base.....	29
3.3.2 Biostimulation .....	30
3.3.3 Bioaugmentation .....	32
3.3.4 Phytoremédiation.....	34
3.5 Barrières perméables réactives.....	35
4. PARAMÈTRES POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE .....	39
4.1 Paramètres liés aux contaminant(s).....	39
4.1.1 Nature du contaminant .....	39
4.1.2 Caractéristiques de la contamination.....	40
4.2 Paramètres liés au site .....	41
4.3 Paramètres environnementaux.....	42
4.4 Paramètres économiques.....	43
5. OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE DE DÉCONTAMINATION .....	45
CONCLUSION .....	47
RÉFÉRENCES .....	49
ANNEXE 1 – SCHÉMAS DÉCISIONNELS POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE DE DÉCONTAMINATION .....	53

## LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Perméabilité des matériaux.....	3
Figure 1.2	Dépôts de surface du Québec .....	4
Figure 1.3	Nombre de terrains contaminés avec problème d'eau souterraine polluée .....	7
Figure 2.1	Classification des eaux souterraines (aquifère libre).....	12
Figure 3.1	Représentation graphique du traitement combiné par air sparging et venting .....	21
Figure 3.2	Schéma de principe du P et T .....	23
Figure 3.3	Schéma de l'oxydation chimique in situ .....	25
Figure 3.4	Barrière perméable réactive.....	36
Tableau 1.1	Répartition des contaminants des eaux souterraines les plus fréquents dans le registre des terrains contaminés .....	7
Tableau 1.2	Nombre de cas de contamination des eaux souterraines inscrits au registre des terrains contaminés et en cours de réhabilitation, pour une sélection de contaminants .....	8
Tableau 2.1	Caractéristiques des aquifères granulaires vs de roche fracturée .....	15
Tableau 3.1	Applicabilité de l'injection d'air comprimé en fonction de différents facteurs.....	21
Tableau 3.2	Applicabilité du P et T en fonction de différents facteurs .....	24
Tableau 3.3	Applicabilité de la technique d'oxydation chimique en fonction de différents facteurs .....	27
Tableau 3.4	Applicabilité de la réduction chimique en fonction de différents facteurs .....	28
Tableau 3.5	Degré de biodégradabilité de contaminants fréquents.....	30
Tableau 3.6	Applicabilité de la biostimulation en fonction de différents facteurs .....	31
Tableau 3.7	Applicabilité de la bioaugmentation en fonction de différents facteurs.....	33
Tableau 3.8	Applicabilité de la phytoremédiation en fonction de différents facteurs .....	35
Tableau 3.9	Les différents réactifs, les réactions et les contaminants visés .....	37
Tableau 3.10	Applicabilité des BPR en fonction de différents facteurs .....	37
Tableau 4.1	Paramètres liés à la nature du contaminant.....	39
Tableau 4.2	Paramètres liés à la concentration et biodisponibilité .....	40
Tableau 4.3	Paramètres liés au site .....	41
Tableau 4.4	Paramètres environnementaux .....	43
Tableau 4.5	Paramètres économiques .....	44

## **LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES**

BPC	Biphényle polychloré
BPR	Barrières perméables réactives
COV	Composés organiques volatils
LPNA	Liquide de phase non aqueuse
LLPNA	Liquide léger de phase non aqueuse
LDPNA	Liquide dense de phase non aqueuse
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
PACES	Projet d'acquisition des connaissances sur les eaux souterraines
P et T	Pompage et traitement
UE	Union européenne
UV	Ultraviolet

## LEXIQUE

Absorption	L'absorption est la dissolution interphase des molécules d'un soluté résultant dans un mélange avec le sorbant (Bandhari et al., 2007).
Adsorption	L'adsorption est le transfert de masse d'un soluté dans un fluide à la surface d'un solide (Bandhari et al., 2007).
Biodisponibilité	« Aptitude d'un élément à être absorbé et assimilé par les organismes vivants » (Dictionnaire-environnement, s. d.a).
Cavitation acoustique	« Phénomène physique qui se manifeste dans un liquide lorsque celui-ci est soumis à des ultrasons, et qui se caractérise par la formation de cavités gazeuses microscopiques (microbulles) qui implosent ensuite violemment, entraînant une hausse de la pression et de la température du liquide » (Grand dictionnaire terminologique [GDT], 2002).
Constante de Henry	« À température constante et à saturation, la quantité de gaz dissout dans un liquide est proportionnelle à la pression partielle qu'exerce ce gaz sur le liquide » (Wouters, J., 2014).
Esker	« Accumulation de matériaux fluvioglaciaires présentant l'allure d'une chaussée à bords raides, généralement sinueuse » (GDT, 2000).
Gradient hydraulique	Différence de charge hydraulique entre deux points d'un aquifère par unité de distance, selon une direction donnée, en général selon une ligne de courant.
Halogéné	Élément combiné avec un halogène (fluor, chlore, brome, iode, astate) (Universalis, s. d.)
Kame	« Colline ou monticule composé de matériel fluvioglaciaire déposé en bordure d'un glacier » (GDT, 2013).
Kow	Coefficient de partition octanol-eau. « Ce coefficient est utilisé pour estimer, de façon indirecte, la sorption d'une substance organique dans un sol ou le facteur de bioconcentration » (Dictionnaire-environnement, s. d.b).
Oxydation	« Modification chimique d'une substance qui se combine avec de l'oxygène et perd des électrons » (GDT, 2017a).



Réduction	Modification chimique d'une substance au cours de laquelle elle gagne des électrons (GDT, 2017b).
Zérovalent	« Ayant une valence nulle » (Universalis, s. d.).

## INTRODUCTION

La plus grande partie des réserves d'eau de la planète est constituée d'eau salée. Seulement 2,5 % des réserves sont formées d'eau douce. Parmi celles-ci, la neige et la glace représentent 68,7 % et ne sont donc pas directement consommables. Les eaux douces de surface ne dépassent pas 0,4 %, tandis que les eaux souterraines composent 30,9 % des réserves d'eau douce. Si une partie des eaux souterraines est peu accessible ou non potable, celles-ci représentent tout de même une portion importante de l'eau propre à la consommation. Au Canada et au Québec également, il y a plus d'eau sous le sol qu'en surface. Dans ce pays, 30,3 % de la population, soit 8,9 millions de personnes, dépendent de l'eau souterraine pour leurs besoins domestiques, contre 27,7 % au Québec. (Gouvernement du Canada, 2013)

Il est donc essentiel de protéger cette ressource, d'autant plus que les changements climatiques risquent, à terme, de diminuer la recharge des nappes phréatiques tout en augmentant la dépendance à celles-ci du fait d'une raréfaction de l'eau de surface. La diminution des précipitations, accompagnée d'une augmentation de l'évapotranspiration, vont intensifier la pression sur la ressource en eau douce (Système d'information pour la gestion des eaux souterraines en Aquitaine, s. d.). Préserver la qualité des eaux souterraines est fondamental afin de maintenir la qualité de vie des générations futures. La contamination des eaux souterraines au Canada est un enjeu, même si la plupart sont en bon état grâce au pouvoir épurateur du sol. Les contaminations sont d'origines industrielle et agricole essentiellement, mais peuvent aussi avoir une source domestique (Gouvernement du Canada, 2013).

Des cas de pollution de nappes phréatiques ont eu pour conséquence l'impossibilité d'utiliser les réserves locales en eau douce souterraine et la nécessité de construire à grands frais des aqueducs pour répondre aux besoins humains en eau douce. En effet, un contaminant peut rester dans une nappe phréatique jusqu'à 10 000 ans. De plus, les contaminants présents peuvent présenter un risque pour la santé des consommateurs, qui souvent est décelé après l'exposition de ces derniers. La pollution des eaux souterraines peut donc entraîner des coûts importants pour la société. (Gouvernement du Canada, 2017a)

Dans un certain nombre de cas, une décontamination est donc nécessaire afin de pouvoir à nouveau consommer l'eau de la nappe et d'éviter que le ou les contaminants ne pollue(nt) d'autres nappes en se déplaçant. Les eaux souterraines circulent en effet entre les nappes de façon verticale. De plus, elles communiquent aussi avec des plans d'eau de surface, eux-mêmes sources d'eau potable, qu'elles peuvent contaminer si elles transportent des polluants.

Cependant, choisir entre les différentes techniques est une tâche complexe qui relève de nombreux paramètres tels que la nature du contaminant, l'accessibilité de la nappe, etc. Les coûts de décontamination et les enjeux sociaux étant importants, il est essentiel de choisir la bonne méthode parmi les nombreuses existantes. Un mauvais choix peut, en effet, contribuer à remettre en mouvement un contaminant ou tout simplement être un échec. L'objectif général de ce travail est donc de développer un outil d'aide à la décision pour le choix des techniques de remédiation des nappes phréatiques. Les objectifs spécifiques sont d'identifier les contaminants les plus présents dans les nappes phréatiques québécoises et de choisir les techniques de remédiation pertinentes en conséquence, décrire les notions de base en matière d'hydrogéologie et de transport et de sort des contaminants dans la nappe, détailler les différentes techniques, déterminer les paramètres influençant le choix des techniques et finalement développer un outil d'aide à la décision pour effectuer le choix de la meilleure technique en fonction de ces paramètres.

Les sources sélectionnées pour atteindre ces objectifs répondent à des critères d'actualité, de pertinence, de fiabilité, d'objectivité et d'exactitude. La quête d'information de ce travail repose sur une recherche documentaire. Des sources variées ont été utilisées, tels des sources gouvernementales, des études scientifiques, le registre des terrains contaminés du Québec, des documents émis par des organismes spécialisés. Des sources aussi récentes que possible ont été citées, et celles-ci ont été rédigées par des auteurs crédibles et fiables.

Un premier chapitre permet de mettre en contexte l'essai par un état des lieux des eaux souterraines au Québec et de la législation entourant cette ressource. Puis, un deuxième chapitre traite du fonctionnement hydrogéologique des nappes phréatiques, des processus de contamination et des comportements des contaminants. Ensuite, un troisième chapitre détaille les différentes techniques physiques, chimiques et biologiques de remédiation des nappes phréatiques. Le quatrième chapitre vise à étudier les différents paramètres ayant une influence sur le choix d'une technique de remédiation. À partir de ces paramètres, un outil d'aide à la décision est élaboré via un tableau des paramètres et un schéma décisionnel de la méthode appropriée dans le cinquième chapitre.

## 1. MISE EN CONTEXTE

Un état des lieux des eaux souterraines au Québec sera suivi par une brève revue du droit applicable dans le domaine de la contamination de celles-ci.

### 1.1 État des lieux des eaux souterraines au Québec

La présentation du contexte géologique et des différents contaminants présents permet de dresser un rapide bilan des eaux souterraines au Québec.

#### 1.1.1 Contexte géologique au Québec

Au Québec, la plupart des aquifères respectent les normes de potabilité (Gouvernement du Québec, s. d.). Cela est dû notamment à la nature du contexte géologique et des dépôts de surface (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MELCC], s. d.a), dont la faible perméabilité sur une partie importante du territoire offre une protection contre l'infiltration des polluants dans les nappes situées en dessous de ces dépôts.

Ces nappes entourées de matériaux peu perméables sont appelées confinées, tandis que les nappes libres, à savoir surmontées par des éléments perméables, sont plus vulnérables, et plus encore si elles sont proches de la surface (Singhal et Gupta, 2010). Le degré de perméabilité des différents matériaux est résumé dans la figure 1.1.

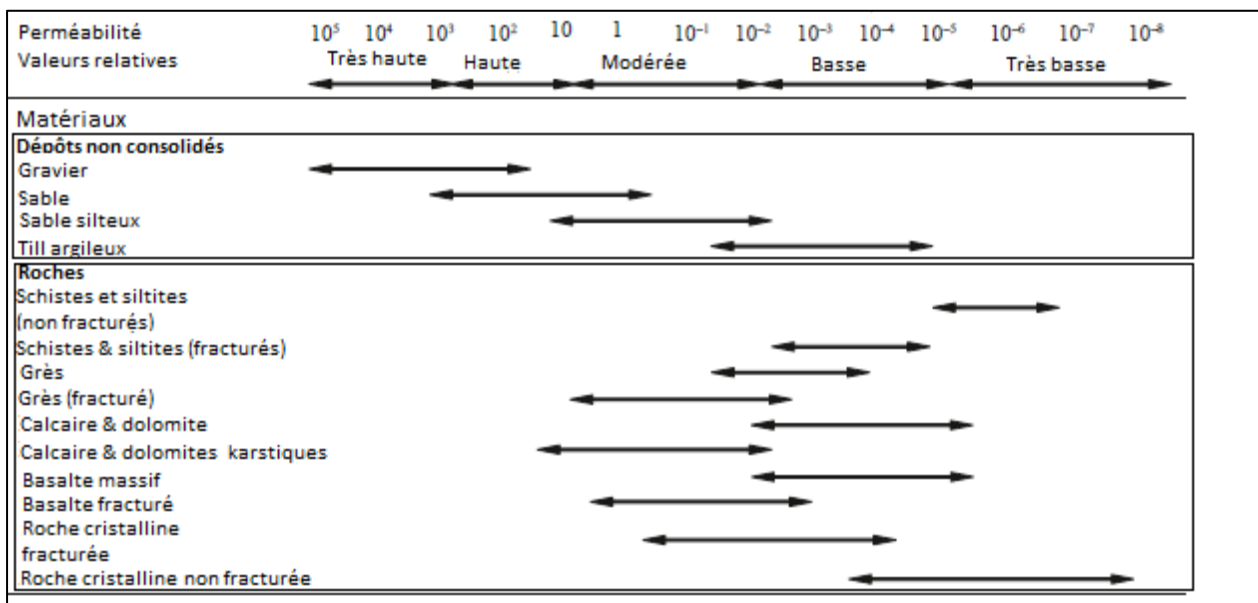
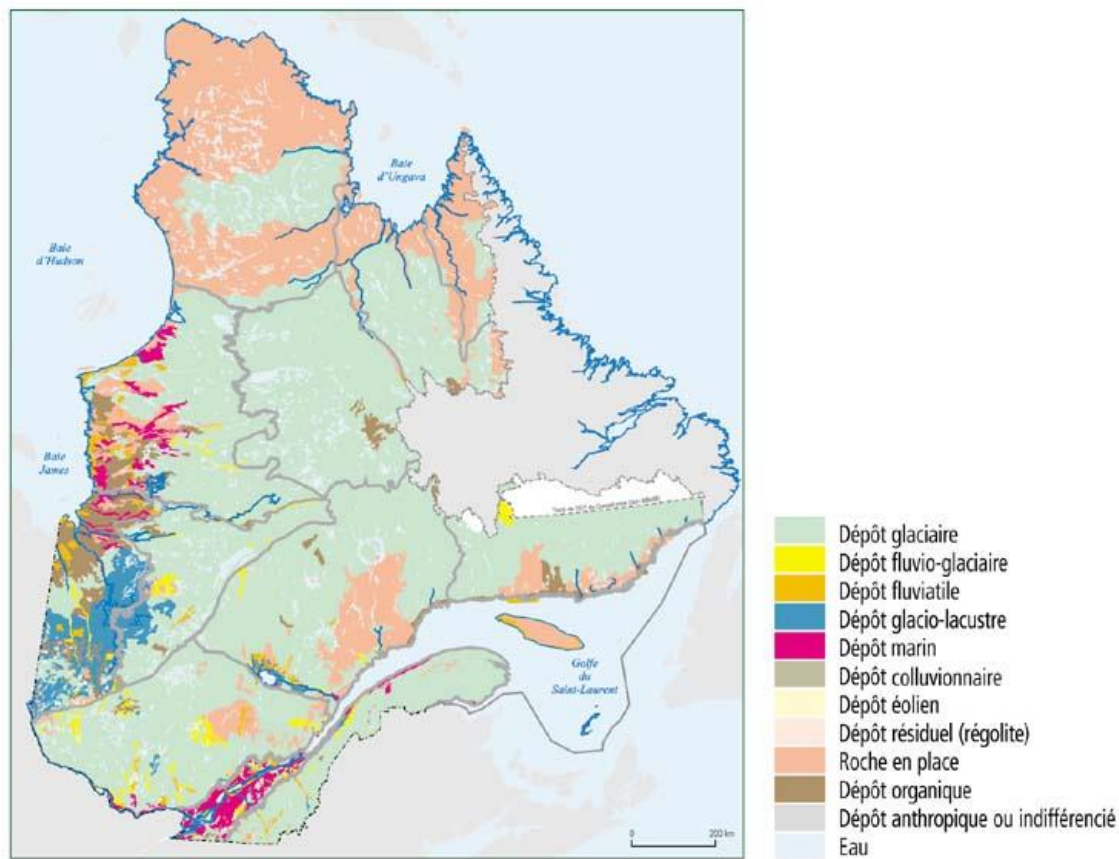


Figure 1.1 Perméabilité des matériaux (tiré de Singhal et Gupta, 2010)

La figure 1.2 donne une idée des types de dépôt que l'on peut trouver au Québec. On peut en déduire le degré général de vulnérabilité des nappes surmontées par ces dépôts. Mais de nombreuses variables locales (relief, végétation, sols en surface, imperméabilisation des surfaces, profondeur de la nappe, etc.) influencent bien sûr la vulnérabilité des nappes au cas par cas. De plus, les contextes géologiques postglaciaires comme celui du Québec complexifient la compréhension des chemins empruntés par les eaux lors de la percolation vers les sous-sols, du fait de couches hétérogènes de sédiments plus ou moins poreux (Saby et al., 2017). Néanmoins, comme visible à la figure 1.2, de grandes lignes se dessinent. Les dépôts les plus importants en superficie sont explicités plus bas.



**Figure 1.2 Les dépôts de surface du Québec** (tiré de MELCC, s. d.a)

Les dépôts glaciaires représentent la majeure partie du territoire et sont composés de till, qui est hétérogène. Les éléments qui le constituent sont de dimensions variables et comprennent argile, sable, gravier et blocs rocheux mélangés dans n'importe quelle proportion (MELCC, s. d.a). Comme visible à la figure 1.1, le till glaciaire est relativement peu poreux, protégeant les aquifères qui sont situés en

dessous. La vulnérabilité de ceux-ci est donc assez faible dans une partie importante du Québec, bien que cela ne s'applique pas aux nappes situées plus en surface.

Les dépôts fluvioglaciaires sont constitués de sable et gravier, parfois sur plusieurs dizaines de mètres d'épaisseur. Ces dépôts comprennent notamment les eskers et les kames (MELCC, s. d.a). Leur porosité est grande et cela rend plus vulnérables les eaux souterraines dans les zones concernées, réparties dans tout le Québec.

Les dépôts glaciolacustres sont importants dans les Basse-Terre de l'Abitibi et du Témiscamingue. Il s'agit de dépôts de limon et d'argile (MELCC, s. d.a), qui sont donc plutôt imperméables. Dans ces zones, les eaux souterraines sont moins vulnérables.

Les dépôts marins, qui se situent essentiellement dans les Basse-Terre du Saint-Laurent, de l'Outaouais et de la baie James, sont de l'argile sédimentée sur parfois plusieurs dizaines de mètres (MELCC, s. d.a). Ces zones sont imperméables mais, en périphérie, on trouve des plages composées de sable, de gravier et de galets qui sont donc poreuses.

La roche en place représente des superficies importantes, principalement dans le nord de la province (MELCC, s. d.a). Dans les zones où elle est fracturée, la porosité devient faible. La vulnérabilité des aquifères est alors variable.

Cependant, la géologie ne joue pas uniquement un rôle de protection d'une eau pure. Elle peut aussi être à l'origine de caractéristiques qui rendent l'eau impropre à la consommation. Par exemple, un certain nombre de nappes au Québec contiennent naturellement une quantité d'arsenic ou de baryum supérieure aux normes de potabilité. Ou encore, certaines eaux souterraines sont saumâtres du fait de la présence autrefois de la mer de Champlain qui, en se retirant, aurait laissé des poches d'eau restées prisonnières sous les sédiments. Cette eau non potable se trouve aux abords du fleuve Saint-Laurent (Gouvernement du Québec, s. d.).

On peut conclure de ces informations que les conditions locales ont plus d'importance que les dépôts de surface pour déterminer la vulnérabilité des aquifères. Cela dépend aussi, au cas par cas, si la population est dépendante des eaux de surface ou souterraines pour sa consommation.

### **1.1.2 Contaminants principaux au Québec**

Au Québec, l'eau souterraine est la source d'approvisionnement de près de 90 % du territoire habité et alimente 20 % de la population. Pourtant, le gouvernement du Québec a jugé lacunaires les

connaissances au sujet de cette ressource. C'est pourquoi, en 2008, il a lancé les Projets d'acquisition de connaissance des eaux souterraines (PACES). L'objectif de ces projets est de couvrir, d'ici 2022, la totalité du territoire habité du Québec afin de permettre une vision plus globale de la ressource (MELCC, s. d.b).

Dans les projets PACES, un certain nombre de données sont recherchées, notamment sur la qualité des eaux souterraines. Pour soutenir la réalisation des PACES, le MELCC a mis à disposition sur son site internet les guides méthodologiques pour la caractérisation des aquifères élaborés par le gouvernement fédéral. Les paramètres de qualité des eaux que le gouvernement fédéral recommande d'évaluer sont les suivants :

- « Paramètres physiques: température, pH, conductivité électrique, matières dissoutes totales (MDT), couleur, turbidité, odeur.
- Éléments majeurs et mineurs: alcalinité totale, calcium, potassium, magnésium, sodium, chlorures, bicarbonates, sulfates, silice, fluorures, fer, manganèse, nitrates, strontium, carbonates.
- Éléments traces: argent, arsenic, bore, baryum, brome, cadmium, cyanures totaux, chrome, cuivre, mercure, nitrites, phosphore total, plomb, sélénium, uranium, zinc.
- Paramètres organiques: carbone organique dissout.
- Gaz dissouts: sulfures »

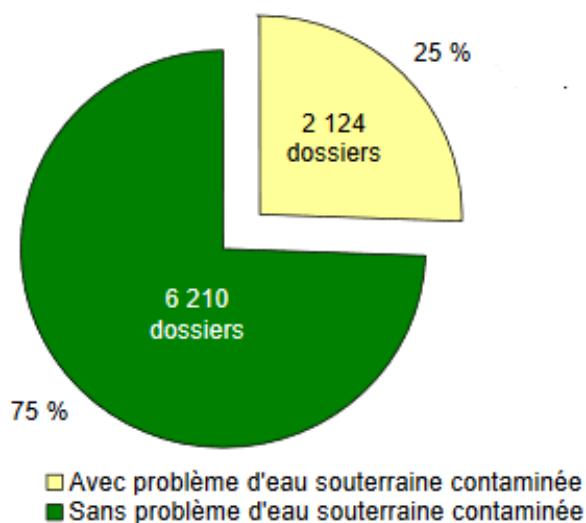
(Ressources naturelles Canada et Institut national de la recherche scientifique, 2008, p. 72)

Il est à noter que de nombreux paramètres ne sont pas testés dans le cadre des PACES, tels que les hydrocarbures, les produits pharmaceutiques ou les pesticides.

Selon les études réalisées dans le cadre du PACES, la norme la plus souvent dépassée au Québec parmi les paramètres susmentionnés est celle des fluorures. Ces dépassements sont dus à la composition minéralogique de la roche et touchent environ 7 % des échantillons. Ensuite, le baryum et l'arsenic sont deux contaminants dont une présence au-dessus des normes de potabilité a été relevée dans 2 % des échantillons réalisés dans le cadre des PACES. Leur présence est aussi reliée à la composition minéralogique de la roche. Le quatrième contaminant le plus relevé dans les études du PACES sont les nitrites-nitrates, d'origine principalement agricole. Des microorganismes pathogènes ont aussi été rencontrés dans un certain nombre de cas. (Buffin-Bélanger et al., 2015; Larocque et al., 2015)

Ces données doivent être complétées avec d'autres informations dans la mesure où, comme souligné, de nombreux contaminants ne sont pas testés dans le cadre des PACES. Le registre des terrains contaminés est pour cela important puisqu'il liste aussi les cas de pollution des eaux souterraines par type de

polluant. Dans le registre, seuls les contaminants nocifs pour la santé ou l'environnement ont été considérés, tandis que les contaminants liés à des problèmes esthétiques ou gustatifs ont été écartés. La figure 1.3 montre la proportion de terrains contaminés comportant aussi une pollution des eaux souterraines (Hébert et Bernard, 2013).



**Figure 1.3 Proportion de terrains contaminés avec problème d'eau souterraine polluée** (tiré de Hébert et Bernard, 2013)

La répartition des différents types de polluants les plus fréquents dans les eaux souterraines contaminées inscrite au registre susmentionné est représentée dans le tableau 1.1 ci-dessous.

**Tableau 1.1 Répartition des contaminants des eaux souterraines les plus fréquents dans le registre des terrains contaminés** (tiré de Hébert et Bernard, 2013)

Type de contaminant	Pourcentage
Hydrocarbures C <sub>10</sub> à C <sub>50</sub>	65
Hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM)	26
Métaux et métalloïdes	26
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	23
Acides, bases, solvants, produits pétroliers	15
Biphényles polychlorés (BPC)	3
Azote ammoniacal, chlorures, cyanures disponibles et totaux	2



Une recherche dans ce registre a permis de lister, dans le tableau 1.2, des contaminants sélectionnés selon leur fréquence et dangerosité pour l'environnement ou la santé. Ces cas relèvent du registre des terrains contaminés et ne couvrent donc pas, et de loin, l'ensemble des nappes phréatiques du Québec.

**Tableau 1.2 Nombre de cas de contamination des eaux souterraines en réhabilitation inscrits au registre des terrains contaminés et en cours de réhabilitation, pour une sélection de contaminants**

Type de contaminant	Nombre de cas en réhabilitation
Hydrocarbures C <sub>10</sub> à C <sub>50</sub>	352
Benzène	241
Toluène	185
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	125
Hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM)	51
Plomb	45
Chlorures	40
Baryum	38
Cadmium	29
Naphtalène	27
Arsenic	26
Biphényles polychlorés (BPC)	20

Une majorité écrasante de contaminants dans les eaux souterraines en réhabilitation touchent donc des hydrocarbures. Des cas de pollution aux BPC et aux métaux, en particulier le plomb, ont aussi été relevés. Mais, la plupart du temps, plusieurs de ces contaminants sont présents en même temps.

De plus, Saby et al. (2017) ont mené une enquête sur la présence de pesticides et produits pharmaceutiques dans les nappes phréatiques du bassin versant de la rivière Nicolet, dans le Centre-du-Québec. Ils ont trouvé des produits pharmaceutiques dans 27 % des puits testés, notamment du bézafibrate. Cependant, il n'existe pas encore de norme limite pour ces produits dans l'eau potable, ni au Québec ni ailleurs. De plus, 70 % des puits testés comprenaient des traces détectables de plusieurs pesticides, bien que respectant la norme de potabilité du Québec. Cependant, contrairement à l'Union européenne (UE), le Québec et le Canada n'ont pas imposé de limite réglementaire pour le total cumulatif des pesticides, établi à 0,5 µg 1<sup>-1</sup> sur le territoire de l'UE (Sanchez Uribe, 2017). De fait, l'effet cumulatif est méconnu et présente des risques potentiels pour la santé et l'environnement.

Sanchez Uribe (2017) a lui aussi trouvé une combinaison de plusieurs produits pharmaceutiques et de pesticides, en particulier l'atrazine, dans une partie des puits qu'il a testés dans diverses municipalités du Québec. Si les concentrations de ces pesticides sont inférieures à la norme de potabilité du Québec, cet

auteur souligne qu'elles sont supérieures dans plusieurs puits à la norme de l'UE pour chaque pesticide individuel et pour le total cumulatif maximal. Il rappelle aussi que dans les zones agricoles, l'exposition à ces pesticides dure plusieurs semaines, pendant la saison d'épandage, ce qui peut être néfaste pour la santé, en particulier celle des enfants et des femmes enceintes. De plus, cet auteur a trouvé un ensemble de produits pharmaceutiques, dont le cancérigène cyclophosphamide et l'acide menfénamique, dans les puits de 18 municipalités québécoises sur une campagne de deux ans. Mais, encore une fois, la concentration de ces produits dans l'eau potable n'est pas règlementée au Québec. Au total, 17 des 18 municipalités testées ont présenté dans leurs puits soit des produits pharmaceutiques, soit des pesticides, soit les deux. Sanchez Uribe (2017) rappelle la nocivité d'un certain nombre de ces substances prises individuellement, dont l'impact est démultiplié par l'effet cocktail.

### **1.2 L'encadrement légal et réglementaire au niveau fédéral**

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* oblige à atteindre la quasi-élimination du contaminant en cas de rejet d'une substance ayant un impact sur l'environnement ou la santé humaine. À son annexe 1, cette loi établit une liste des substances toxiques et de leur concentration maximale dans l'environnement. Cela oblige donc à une décontamination des sites qui ne respectent pas ces valeurs.

De plus, la *Loi sur les pêches*, à son article 34, interdit le rejet de substances susceptibles d'altérer l'habitat du poisson. Or, certaines techniques de décontamination supposent le rejet d'une substance dans des eaux souterraines qui peuvent entrer en contact avec des eaux de surface où vivent des poissons. Dans certains cas, en fonction des techniques choisies, une autorisation de Pêches et Océans Canada peut être requise.

Quant aux normes en matière de potabilité, le gouvernement fédéral a adopté des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada qui n'ont pas de force juridique, car il s'agit d'une compétence des provinces, mais se basent sur des recherches scientifiques récentes et peuvent servir d'appui aux provinces lorsqu'elles édictent des règlements.

### **1.3 L'encadrement légal et réglementaire au niveau provincial**

Les normes de qualité de l'eau, l'encadrement des activités ayant des conséquences sur les eaux souterraines et de la réhabilitation des terrains contaminés sont susceptibles d'impacter les activités de décontamination des eaux souterraines.

### **1.3.1 Normes de qualité de l'eau**

Le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* fixe les normes applicables à l'eau potable, que l'on peut aussi retrouver à l'annexe 7 du Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (MELCC, 2019). Cette annexe détaille à la fois les valeurs maximales pour l'eau souterraine de consommation et pour la résurgence dans l'eau de surface. Les valeurs concernant l'eau de consommation visent à protéger la santé humaine, tandis que les valeurs pour la résurgence dans l'eau de surface ont pour objectif de limiter les impacts des activités anthropiques sur l'environnement. Les deuxièmes sont moins strictes que les premières.

Si ces valeurs ne sont pas respectées, la source de la contamination devra être retirée et les sols et eaux souterraines réhabilités par le gardien ou le propriétaire du terrain. Dans son Guide d'intervention, le MELCC (2019) précise que la nécessité d'une intervention sur le panache de contamination des eaux souterraines sera évaluée « au cas par cas en fonction des caractéristiques hydrogéologiques locales, de l'ampleur de la contamination, de la nature des contaminants, etc. ».

### **1.3.2 Encadrement des activités ayant un impact sur les eaux souterraines**

À son article 5, la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau*, précise que

« Toute personne a le devoir, dans les conditions définies par la Loi, de prévenir ou, à défaut, de limiter les atteintes qu'elle est susceptible de causer aux ressources en eau. »

La loi québécoise comporte donc une obligation générale de prévenir les atteintes aux eaux de surface et souterraines.

Cette obligation se combine avec les principes de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, qui fixe à son article 20 une interdiction générale de rejeter dans l'environnement un contaminant susceptible de porter atteinte à la santé de l'être humain ou de causer du dommage à la qualité de l'environnement. C'est la raison pour laquelle les interventions dans l'environnement qui pourraient résulter en de telles contaminations sont encadrées par des procédures d'autorisation.

Cette loi stipule ainsi, à son article 22, 4<sup>e</sup> alinéa, qu'un certificat d'autorisation du ministre est nécessaire pour « tous travaux, toutes constructions ou toutes autres interventions dans des milieux humides et hydriques ». L'article 46.0.2 précise que l'eau saturant le sol est incluse dans cette expression, ce qui englobe donc aussi les eaux souterraines. Cela implique qu'une activité de décontamination des eaux souterraines doit faire l'objet d'une demande de certificat d'autorisation auprès du MELCC.

Les entreprises pouvant avoir un impact sur les eaux souterraines voient aussi leurs activités règlementées. Elles sont notamment dans l'obligation de suivre l'état des eaux souterraines tout au long de leur cycle d'activité, lors de leur implantation puis pendant leur période d'activité (MELCC, 2019).

### **1.3.3 La réhabilitation des terrains contaminés**

De façon similaire, la section IV de *la Loi sur la qualité de l'environnement* encadre strictement la réhabilitation des terrains contaminés, dont la définition inclut les eaux de surface et souterraines. Elle oblige à la caractérisation des sols et des eaux souterraines et de surface dans certaines conditions, notamment après un changement d'activité sur un terrain. En cas de contamination, un avis doit être diffusé, aussi bien au sujet des eaux souterraines que des sols en question. De plus, à moins qu'un plan de réhabilitation n'ait été approuvé, un certificat d'autorisation est aussi nécessaire pour une réhabilitation de terrain contaminé et des eaux souterraines et de surface qu'il renferme.

## 2. PROCESSUS DE CONTAMINATION DES NAPPES PHRÉATIQUES

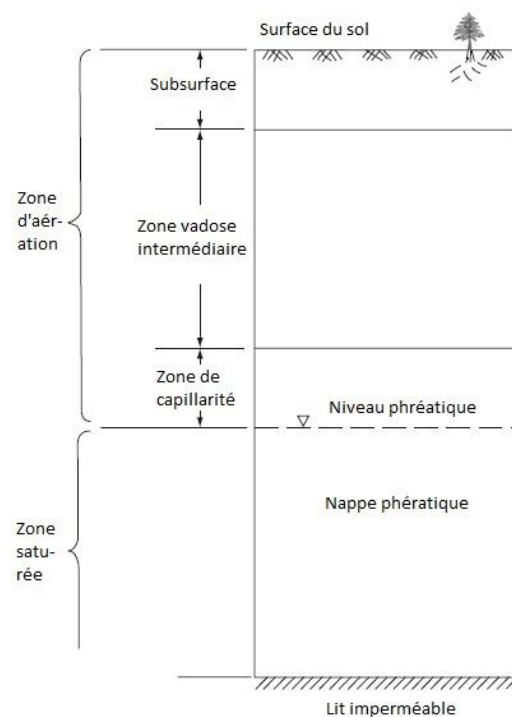
Le fonctionnement hydrogéologique des nappes phréatiques, les voies et sources de contamination, le transport des contaminants et leurs drains seront brièvement expliqués dans les pages qui suivent.

### 2.1 Fonctionnement hydrogéologique des nappes phréatiques

La classification des eaux souterraines, les types d'aquifères, de formations géologiques et leurs principales caractéristiques physiques seront décrits ici.

#### 2.1.1 Classification des eaux souterraines

Les eaux souterraines sont classées en fonction de leur niveau de saturation. La zone vadose, non saturée ou d'aération, est seulement partiellement remplie d'eau, tandis que les espaces restants dans le sol sont constitués d'air. Du fait de la présence d'oxygène, les réactions d'oxydation et de lixiviation dominent dans cette région. Ensuite, sous la zone vadose se trouve la zone saturée par de l'eau, d'où l'oxygène est absent. (Bhandari et al., 2007; Singhal et Gupta, 2010). La figure 2.1 donne une représentation visuelle de ces zones.



**Figure 2.1 Classification des eaux souterraines (aquifère libre)** (inspiré de Singhal et Gupta, 2010).

Les processus de réduction et de précipitation sont les plus importants dans la zone saturée. La limite entre les deux zones fluctue du fait des variations saisonnières en matière de recharge et précipitations hydriques. (Bhandari et al., 2007; Singhal et Gupta, 2010)

### **2.1.2 Types de formation géologiques**

Trois types de formations géologiques de différents degrés de perméabilité existent; aquifère, aquitard et aquiclude. Un aquifère est une formation saturée d'eau et possédant une bonne conductivité hydraulique. Cela permet une recharge en eau suffisante pour pouvoir alimenter une prise d'eau pour la consommation humaine. Les aquifères granulaires sont formés de matériaux poreux comme le gravier ou le sable. Les aquifères de roche fracturée sont composés de roches fracturées ignées, carbonatées ou métamorphiques. Ces formations sont sensibles à la pollution du fait de cette porosité, et sont donc plus susceptibles de nécessiter une procédure de décontamination. Le type de matériau va, de plus, influencer le choix d'une technique de remédiation. (Singhal et Gupta, 2010). Le degré de perméabilité des sols sera une question cruciale pour faire le choix de la technique de décontamination adéquate.

Un aquitard est une formation semi-confinée de faible perméabilité, qui reçoit donc une trop faible recharge pour alimenter la consommation. Des échanges verticaux ont toutefois lieu avec les aquifères proches. Ces formations sont souvent composées de schiste, d'argile et/ou de limon. (Singhal et Gupta, 2010). Un aquiclude est une formation totalement confinée et imperméable, rare dans la nature, souvent composée de roches cristallines non fracturées et donc peu sensible à la pollution. (Singhal et Gupta, 2010). Les aquitards et aquicludes faisant plus rarement l'objet d'une décontamination, il sera dans la suite de ce travail question de la remédiation des aquifères.

### **2.1.3 Types d'aquifères**

Les aquifères étant les formations qui pourvoient en eau les activités humaines, ils sont ici détaillés par type.

Les aquifères libres ne sont pas superposés par une formation imperméable ou semi-perméable. Ils sont exposés directement à l'eau qui ruisselle à travers le sol. Les aquifères libres sont les plus vulnérables à la pollution, et les plus susceptibles de devoir subir une décontamination. (Singhal et Gupta, 2010)

Les aquifères semi-confinés se trouvent entre deux aquitards, avec lesquels des échanges verticaux ont lieu du fait de la pression sur l'eau, qui est supérieure à la pression atmosphérique dans ces formations.

Cette pression est même capable de permettre à l'eau de passer par-dessus la formation moins perméable. (Singhal et Gupta, 2010)

Les aquifères confinés ou artésiens sont situés entre deux formations imperméables, en dessous et au-dessus, et sont peu vulnérables à la pollution. Ils ne sont cependant pas à confondre avec les aquicludes, dans la mesure où, contrairement à ceux-ci, ils ont une bonne conductivité hydraulique. Un aquifère artésien se trouve ainsi généralement confiné par un aquiclude.

Un aquifère confiné peut se transformer en aquifère libre dans l'espace ou le temps. (Singhal et Gupta, 2010). Il est bon de souligner qu'un aquifère qui apparaît localement comme confiné peut, en fait, être libre à une échelle régionale. Les aquifères peuvent, en effet, être interconnectés et former un système. (Singhal et Gupta, 2010)

#### **2.1.4 Propriétés physiques des aquifères**

La porosité totale d'un matériau, exprimée en pourcentage, réfère au ratio entre les parties pleines et vides du matériau et détermine donc le volume d'eau qu'il peut stocker. La porosité effective, quant à elle, est le pourcentage de volume d'un matériau constitué de pores interconnectés à travers lesquels l'eau peut circuler. Elle est calculée en faisant la somme entre le rendement spécifique (eau qui s'échappe du matériau par gravité) et la rétention spécifique (eau stockée dans le matériau). Cette porosité varie en fonction des matériaux et a un fort impact sur la vulnérabilité des eaux souterraines aux polluants. (Hudak, 2005)

La perméabilité intrinsèque mesure la capacité d'un matériau à laisser passer les liquides. C'est une qualité du matériau considérée indépendamment du liquide. Elle diffère de la porosité, car cette dernière est une condition nécessaire, mais non suffisante, à une bonne perméabilité. Si les pores sont trop petits et peu connectés, comme dans le cas de l'argile, le matériau sera poreux, mais non perméable. (Hudak, 2005)

La perméabilité des sols peut avoir un impact sur l'efficacité des techniques de décontamination. Par exemple, la technique consistant à souffler de l'air chaud par le sol (*air sparging*) pour transformer les contaminants de la nappe en gaz est plus efficace dans les sols perméables, comme les sols sableux. Les sols argileux, à l'inverse, ne laissent pas assez passer l'air pour que cette technique soit efficace. (Bhandari et al., 2007)

La conductivité hydraulique, quant à elle, prend en compte la perméabilité, mais aussi la nature du liquide (viscosité, densité) et les conditions qui influencent la gravité (direction du flot, gradient hydraulique). La conductivité hydraulique réfère à la quantité de liquide qui se déplace par unité de temps. Cela permet de mesurer le mouvement de l'eau et varie en fonction des matériaux, de la pente, de la densité du liquide, etc. La conductivité hydraulique influence le déplacement des contaminants. Il est important de la connaître avant de choisir une technique de décontamination, afin de limiter la dispersion des contaminants. Certaines techniques ont pour effet une remise en circulation des contaminants et peuvent être moins indiquées lorsque la conductivité hydraulique est élevée. (Hudak, 2005)

Lorsque la conductivité hydraulique est uniforme, l'aquifère est dit homogène, versus hétérogène dans le cas contraire. Les aquifères granulaires tendent à être plus homogènes que les aquifères de roche fracturée. Le tableau 2.1 résume certaines des caractéristiques de ces deux types de formation. Ces différences vont influencer le déplacement des contaminants (Singhal et Gupta, 2010).

**Tableau 2.1 Caractéristiques des aquifères granulaires vs de roche fracturée** (inspiré de Singhal et Gupta, 2010)

Caractéristiques	Aquifère granulaire	Aquifère de roche fracturée
<b>Porosité</b>	Principalement primaire (porosité du matériau)	Principalement secondaire (à travers des fractures)
<b>Homogénéité</b>	Plus homogène	Moins homogène
<b>Recharge</b>	Diffuse	Diffuse et avec des points de recharge ponctuels
<b>Variations temporelles dans la chimie de l'eau</b>	Variations minimales	Plus grandes variations

## 2.2 Voies de contamination des nappes phréatiques

L'eau pénètre dans les aquifères de plusieurs façons, mais principalement par l'infiltration de l'eau des précipitations. C'est le principal mode de recharge pour les aquifères non confinés et proches de la surface. Les eaux de ruissèlement polluées peuvent donc contaminer ces aquifères. Pour les aquifères plus en profondeur et confinés, les échanges entre aquifères sont la première source d'approvisionnement. Une pollution dans un aquifère peut donc se transférer à d'autres aquifères du fait de ces échanges. C'est pourquoi certaines techniques visent à limiter les déplacements des contaminants. Dans le cas des aquifères situés sous un plan ou cours d'eau, l'eau de surface va alimenter la nappe. Une eau de surface polluée peut donc impacter la qualité des eaux souterraines. Dans ce cas,



une décontamination efficace ne peut avoir lieu sans amélioration de la qualité de l'eau de surface également. (Cheremisinoff, 1998)

### **2.3 Sources de contamination des nappes phréatiques**

Les sources de contamination des nappes phréatiques sont très variées. Une contamination naturelle peut avoir lieu du fait des formations géologiques que les eaux traversent. La dissolution des composants minéraux peut résulter en une contamination aux fluorides, à l'arsenic, à des métaux lourds comme le fer, le chrome, le plomb, le mercure ou le zinc, et à des contaminations aux substances radioactives comme le radon. (Singhal et Gupta, 2010)

Par ailleurs, de nombreuses sources de contamination anthropogéniques sont susceptibles de rendre l'eau impropre à la consommation. Certaines de ces sources sont à la surface du sol, comme les déversements accidentels, les décharges, les activités agricoles et d'élevage, les eaux de ruissèlement polluées, les routes (circulation et sels de dégivrage), etc. Les déversements accidentels sont généralement liés aux activités industrielles et concernent souvent des hydrocarbures. Les activités agricoles sont à l'origine de contaminations aux nitrates, phosphore, pesticides et herbicides. Les décharges et les activités d'élevage peuvent véhiculer des bactéries pathogènes. Les pollutions dues à la circulation routière comprennent des hydrocarbures, des métaux lourds et des sels de déglacage. (Cheremisinoff, 1998)

D'autres sources sont situées sous la surface du sol, mais au-dessus de la surface phréatique (*water table*), tels les fosses septiques, les lieux d'enfouissement, les pipelines ou les réservoirs souterrains et les cimetières. Des fuites d'eau d'origine anthropique provenant des égouts vont aussi parfois alimenter les eaux souterraines et les contaminer. (Cheremisinoff, 1998)

Enfin, certaines sources de pollution sont sous les surfaces du sol et phréatique, par exemple les mines, responsables de drainages miniers acides, ou les puits abandonnés, par lesquels s'infiltrant des polluants.

### **2.4 Mécanismes de transport des contaminants**

Le déplacement des contaminants et le cas des liquides de phase non aqueuse seront explicités dans la présente section. Il est important d'avoir des notions à ce sujet dans la mesure où cela permet de mieux prévoir les risques de migration des contaminants liés à certaines techniques de remédiation, et ainsi de faire un choix éclairé tenant compte des risques environnementaux.

#### **2.4.1 Le déplacement des contaminants**

Le contaminant va, dans un premier temps, se déplacer verticalement jusqu'à la surface phréatique. En passant par la zone non saturée, des processus d'évaporation, d'adsorption à l'argile et aux matières organiques, d'oxydation, d'absorption par les plantes et de décomposition par les microorganismes vont se produire. Une partie des contaminants ne parviendra donc jamais jusqu'à la zone saturée. Une fois dans la zone saturée, le contaminant va se déplacer avec l'eau souterraine, à un rythme très lent, dans la direction du gradient hydraulique. Dans cette zone, l'absence d'oxygène rend improbable tout processus d'oxydation. (Brusseau, Pepper et Gerba, 2019 ; Singhal et Gupta, 2010)

Certains contaminants sont non réactifs, tandis que d'autres le sont. Seuls les contaminants réactifs sont susceptibles de s'adsorber ou de réagir avec d'autres substances lors de leur déplacement et ils se déplaceront donc plus lentement et dans des concentrations inférieures aux contaminants non réactifs. Il est aussi important de connaître la chimie de l'eau contaminée pour pouvoir prévoir les éventuelles réactions. (Brusseau et al., 2019)

Le principal mode de transport des contaminants dans la zone saturée est l'advection, qui réfère au mouvement du contaminant emporté par le flot de l'eau souterraine. Le déplacement du contaminant sera donc égal à la vélocité moyenne linéaire de l'eau souterraine. L'advection s'accompagne d'une dispersion hydrodynamique, qui signifie que le panache du contaminant s'étend sous l'effet de la dispersion mécanique et de la diffusion moléculaire. La dispersion va dans deux directions, de manière longitudinale (dans la direction du flot) et de manière transversale (dans les pores et fractures). Il faut donc une connaissance approfondie de l'aquifère et du déplacement de l'eau pour pouvoir prévoir le déplacement des contaminants. De plus, des processus d'adsorption dans la zone saturée retardent le déplacement des contaminants, qui se détachent lentement après s'être adsorbés. Ce ralentissement a un coefficient qu'il faut calculer. (Brusseau et al., 2019 ; Singhal et Gupta, 2010)

Dans les aquifères de roche fracturée, le déplacement des contaminants dépend de deux facteurs, soit le degré de porosité de la roche et la perméabilité des fractures. Dans le premier cas, si la roche est peu poreuse et imperméable, le contaminant ne va pas pouvoir la pénétrer. Le transport par advection dans les fractures sera dominant. Dans le deuxième cas, si la roche a peu de fractures et une grande porosité, le contaminant va pénétrer dans la matrice par diffusion, ce qui rendra une décontamination plus difficile puisque le polluant sera libéré lentement par la roche. Dans d'autres cas, la roche est poreuse et possède de nombreuses fractures. Le contaminant va alors se déplacer à la fois dans les fractures et dans la matrice. (Singhal et Gupta, 2010)

### **2.4.2 Le cas des liquides de phase non aqueuse**

La plupart des composés organiques ne sont pas miscibles dans l'eau. Ils sont appelés liquides de phase non aqueuse (LPNA). S'ils sont plus denses que l'eau, il s'agit de liquides denses de phase non aqueuse (LDPNA), comme le phénol. S'ils sont moins denses que l'eau, ce sont des liquides légers de phase non aqueuse (LLPNA), comme le benzène. (Singhal et Gupta, 2010)

Les LLPNA vont avoir tendance à flotter à la surface de la nappe phréatique, tandis qu'une partie importante va se volatiliser. Une fraction va aussi se dissoudre dans l'eau. Leur faible miscibilité va aussi avoir pour conséquence une forte rétention dans les sols, donc dans la zone non saturée. (Singhal et Gupta, 2010)

Les LDPNA, eux, vont plutôt tomber au fond de la nappe phréatique et glisser dans la direction de l'inclinaison du sol, qui n'est pas forcément la même que la direction du flot de l'eau. Ils vont aussi se loger dans les matériaux poreux et dans les fractures. Enfin, une partie va se dissoudre dans l'eau et accompagner le flot. Il est donc difficile de prévoir le déplacement de ces liquides. (Singhal et Gupta, 2010)

## **2.5 Le sort des contaminants**

Les processus physicochimiques et biologiques influencent le sort des contaminants. C'est sur ces sorts que les diverses techniques de remédiation sont basées, d'où l'importance de connaître ces mécanismes.

### **2.5.1 Processus physicochimiques**

Certains contaminants vont s'hydrolyser : en fonction du pH, ils vont réagir avec l'eau ( $H_2O$ ), soit se scinder et accueillir le groupe hydroxyle (OH). C'est le sort de beaucoup de contaminants organiques, comme l'atrazine, qui s'hydrolysent en conditions basiques ou acides. (Bhandari et al., 2007)

D'autres contaminants vont se dissoudre. Ainsi, des contaminants à l'état gazeux, comme le méthane, vont se dissoudre dans l'eau. De même, des solides, comme l'arsenic qui s'est détaché des roches dans lesquelles circule l'eau, vont se dissoudre. Des polluants liquides vont aussi se dissoudre dans l'eau, comme une partie des LPNA mentionnés précédemment. Certaines techniques de décontamination reposent ainsi sur la précipitation des contaminants qui se sont dissouts dans l'eau. (Bhandari et al., 2007)

La volatilisation, ou transformation d'un solide ou d'un liquide en phase gazeuse, est un autre drain important des contaminants. La tendance à se volatiliser dépend de la volatilité et de la solubilité du

contaminant. Une technique comme *l'air sparging*, qui vise à transformer les contaminants en phase gazeuse, repose sur ce drain. (Bhandari et al., 2007)

De plus, la sorption est un sort fréquent des contaminants, qui recouvre à la fois l'adsorption et l'absorption. L'adsorption est le transfert de masse d'un soluté dans un fluide à la surface d'un solide. Le phénomène inverse, à savoir la désorption, est aussi possible. Une partie des contaminants va s'adsorber aux particules du sol, en particulier l'argile, lors de son infiltration dans la zone non saturée. L'absorption, quant à elle, décrit la dissolution interphase des molécules d'un soluté résultant dans un mélange avec le sorbant. La phytoremédiation, par exemple, repose sur l'absorption des contaminants par les racines des végétaux. (Bhandari et al., 2007)

Enfin, les réactions d'oxydoréduction sont aussi fréquentes. Celles-ci résultent du transfert d'électrons entre agents oxydants et réducteurs. Les réactions d'oxydation dominent dans la zone non saturée, du fait de la présence d'oxygène, tandis les processus de réduction règnent dans la partie saturée. Certaines techniques de décontamination reposent sur ces processus également. (Bhandari et al., 2007)

### **2.5.2 Dégradation biologique**

Les microorganismes (bactéries, algues, champignons) et les plantes jouent un rôle dans l'assimilation, l'immobilisation ou la transformation des contaminants et sont, pour cette raison, utilisés dans des procédés de décontamination. Certains de ces microorganismes sont aérobies et ont besoin d'oxygène pour exercer leurs activités tandis que d'autres sont dits anaérobies et peuvent fonctionner dans la zone saturée. (Bhandari et al., 2007)

### **3. LES DIFFÉRENTES TECHNIQUES DE REMÉDIATION *IN SITU* DES NAPPES PHRÉATIQUES**

Les traitements physiques, chimiques, biologiques seront exposés, ainsi que les barrières réactives perméables. Pour chaque traitement seront détaillés le fonctionnement, les contaminants visés, les facteurs liés au site limitant son usage, les coûts et durée, ainsi que les potentiels impacts environnementaux négatifs.

#### **3.1 Traitements physiques**

L'injection d'air comprimé et le pompage et traitement (P et T) seront étudiés. Les traitements physiques signifient recourir à des procédés physiques pour extraire, isoler ou mobiliser des contaminants afin de les retirer. Ceux-ci sont ensuite traités par d'autres méthodes, chimiques ou biologiques.

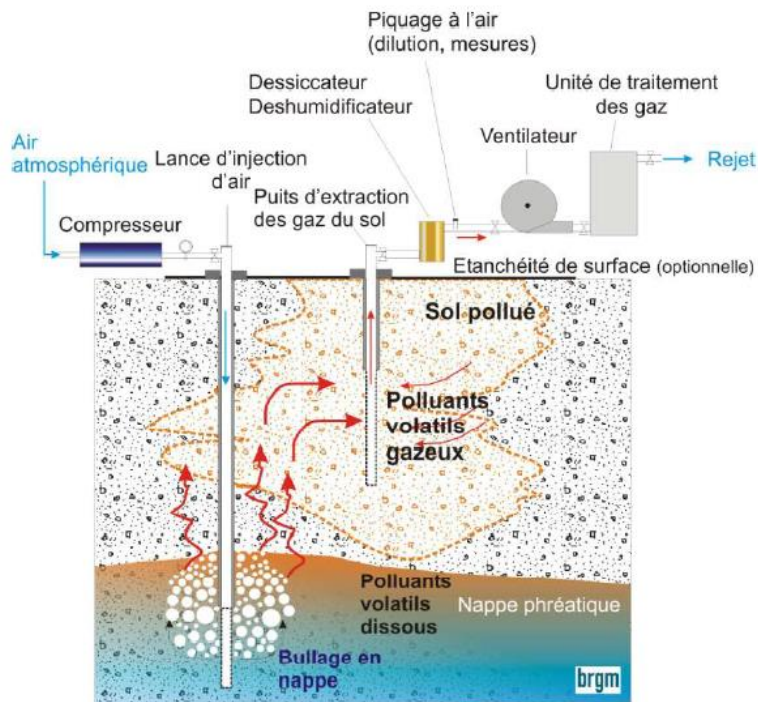
##### **3.1.1 Injection d'air comprimé (*air sparging*)**

Cette technique suppose d'injecter de l'air comprimé sous la zone saturée. Des bulles d'air vont passer dans l'eau et transformer les contaminants en phase gazeuse. Ensuite, un système d'extraction par vapeur retire les contaminants du sol. Cette technique est utile avant tout pour les contaminants volatils dans la zone saturée. En effet, certains contaminants avec une faible constante de Henry peuvent être difficiles à volatiliser. Ce système est surtout utilisé pour les pollutions aux produits pétroliers situés dans la zone capillaire ou dissouts dans la nappe. (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017)

Le système doit être installé de manière perpendiculaire au sens de la migration du panache, ce qui implique une bonne connaissance de cette dernière. Comme visible à la figure 3.1, une lance d'injection d'air doit être placée dans la zone saturée. En général, cette technique est cumulée avec le *venting*, une technique de dépollution des sols par injection d'air comprimé. (Colombano et al., 2010)

Un avantage de cette technique est que l'air injecté va aussi oxygéner la zone saturée et ainsi permettre une décomposition aérobie des polluants organiques. Il est donc intéressant de la combiner avec le traitement par bioremédiation (Cheremisinoff, 2017).

Cependant, un flux d'air non uniforme peut mener à un déplacement non contrôlé des contaminants. Une forte hétérogénéité du sol peut aussi prévenir une distribution égale de l'air injecté. Finalement, si le sol est peu perméable, cette méthode est peu efficace (Cheremisinoff, 2017).



**Figure 3.1 Représentation graphique du traitement combiné par *air sparging* et *venting*** (tiré de Colombano et al., 2010, p. 49)

L'applicabilité de cette technique en fonction de différents facteurs est résumée dans le tableau 3.1.

**Tableau 3.1 Applicabilité de l'injection d'air comprimé en fonction de différents facteurs**

Facteurs	Applicabilité de la technique
Contaminants concernés	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable à certains polluants organiques (composés organiques volatils [COV], hydrocarbures halogénés et non halogénés). (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017; Colombano et al., 2010)</li> </ul>
Caractéristiques de la contamination	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable pour les LPNA (Gouvernement du Canada, 2008).</li> <li>Elle fonctionne sur les contaminants volatils et les contaminants moins volatils mais biodégradables (ne fonctionne pas sur les polluants peu volatils et non biodégradables).</li> <li>Elle est difficilement applicable à des composés très solubles. (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017; Colombano et al., 2010)</li> </ul>
Caractéristiques du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable entre 2 et 15-20 m, voire exceptionnellement jusqu'à 50 m (SelecDepol, s. d.).</li> <li>Elle est applicable sous des bâtiments.</li> <li>Elle ne fonctionne pas dans les aquifères confinés. (Colombano et al., 2010)</li> </ul>

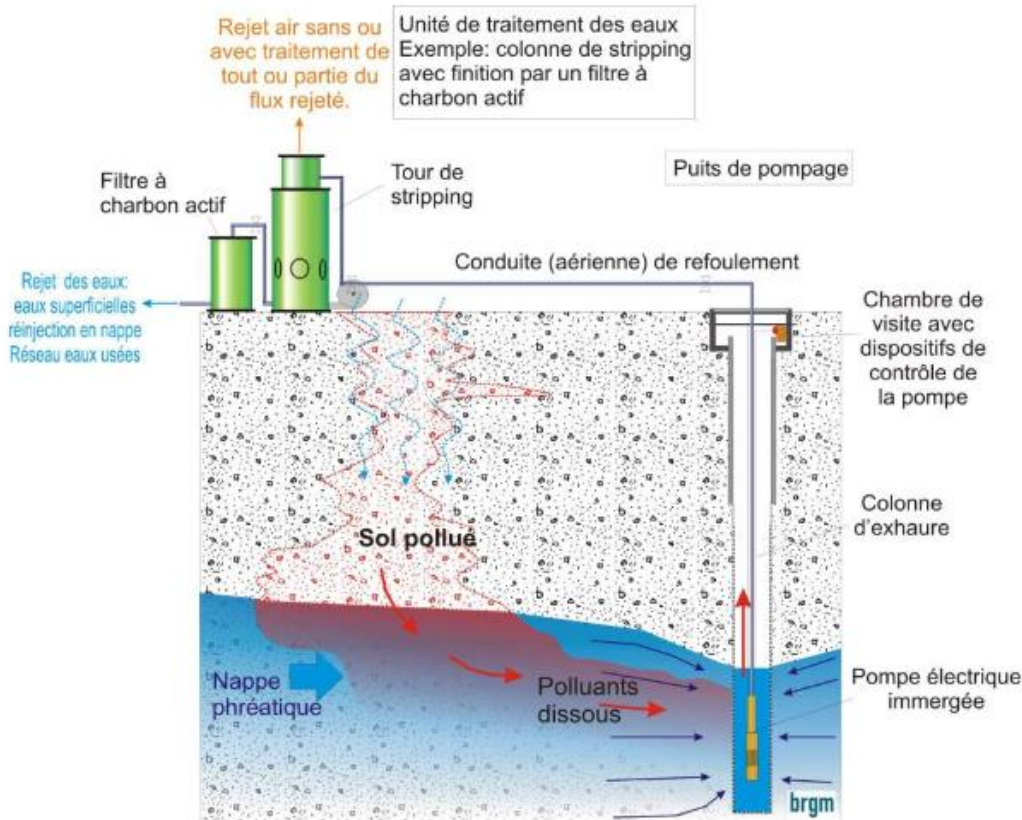
**Tableau 3.1 Applicabilité de l'injection d'air comprimé en fonction de différents facteurs (suite)**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"><li>• Un sol hétérogène peut en réduire l'efficacité, mais est traitable si la perméabilité des sols augmente en se rapprochant de la surface.</li><li>• La technique est non applicable pour des sols de perméabilité peu élevée (sous <math>10^{-5}</math> cm/s).</li><li>• Les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé causent une adsorption des polluants, ce qui rend la technique moins efficace.</li></ul> (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017; Colombano et al., 2010)
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"><li>• Un risque de mouvement non contrôlé des contaminants existe, en particulier les polluants surnageant.</li><li>• L'injection d'oxygène peut causer la précipitation des composés métalliques et de carbonate de calcium.</li></ul> (Bandhari et al., 2007; Colombano et al., 2010)
Ressources nécessaires et durée de traitement	<ul style="list-style-type: none"><li>• Le traitement est court : quelques semaines ou mois.</li><li>• Le coût varie de 30 à 84 \$/m<sup>3</sup>, mais la courte durée de traitement en fait une technique rentable (SelecDepol, 2019).</li><li>• Des tests pilotes et un suivi important sont nécessaires.</li><li>• Il n'y a pas de gestion d'eau extraite.</li></ul> (Colombano et al., 2010)

### 3.1.2 Pompage et traitement

Cette technique est une des plus utilisées pour décontaminer les nappes phréatiques. Elle peut être utilisée seule ou avec d'autres techniques de remédiation. Elle consiste en l'extraction d'eaux souterraines contaminées vers la surface afin de les traiter, sur place ou ailleurs. Cette technique traite le panache plutôt que la source de pollution. Elle peut être utilisée pour tous types de contaminants, qu'ils soient organiques ou inorganiques, sous forme libre ou dissoute. Mais elle fonctionne moins bien sur des polluants hydrophobes. De même, elle est principalement utilisée dans des aquifères relativement perméables, comme les aquifères de sable ou gravier, et homogènes. (Cheremisinoff, 2017; Gouvernement du Canada, 2014a)

Il est important d'éviter la migration des contaminants en plaçant bien le puits d'extraction et en créant ainsi une zone de capture du contaminant. Une fois l'eau extraite, une variété de processus chimiques, physiques et biologiques peuvent être utilisés pour décontaminer (adsorption, volatilisation, oxydoréduction, biodégradation). Ces processus sont décrits dans les autres techniques. L'eau est ensuite soit réinjectée dans la nappe, soit libérée dans un corps d'eau de surface. (Gouvernement du Canada, 2014b)



**Figure 3.2 Schéma de principe du P et T** (tiré de Colombano et al., 2010, p. 55)

Cependant, cette méthode peut s'avérer longue et coûteuse si l'on veut retirer tout le panache de contaminant(s). En effet, il existe un phénomène où plus l'on a traité d'eau, plus le contaminant restant est en de faibles concentrations, et plus il faut pomper d'eau pour capter ce qui reste. Il faudrait des centaines d'années sur certains sites pour atteindre des normes de qualité suffisantes pour rendre l'eau utilisable à nouveau. Si on arrête la pompe, se produit alors un phénomène de rebond, où les concentrations réaugmentent, car les matériaux faiblement perméables libèrent le contaminant progressivement. (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017)

De plus, si le matériau de la nappe a un fort potentiel de sorption, le contaminant peut y rester adsorbé et ne pas être aspiré par le système de pompage.

L'applicabilité de cette technique en fonction de différents facteurs est résumée dans le tableau 3.2.



**Tableau 3.2 Applicabilité du P et T en fonction de différents facteurs**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Contaminants concernés	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable aux polluants organiques (composés organiques volatils, HAP, hydrocarbures halogénés et non halogénés, pesticides, BPC) et inorganiques (métaux lourds) (Cheremisinoff, 2017; Gouvernement du Canada, 2014b).</li> </ul>
Caractéristiques de la contamination	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est un des rares procédés à pouvoir traiter les LDPNA en phase libre à des profondeurs importantes.</li> <li>Le procédé peut être utilisé dans le cas de fortes concentrations de contaminants.</li> <li>Cette technique est efficace pour la phase dissoute et les polluants solubles. (Bandhari et al., 2007; Colombano et al., 2010; Gouvernement du Canada, 2014b)</li> </ul>
Caractéristiques du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable jusqu'à 50 m (SelecDepol, s. d.).</li> <li>Elle est applicable sous des bâtiments.</li> <li>Elle peut être utilisée pour les aquifères confinés. (Colombano et al., 2010)</li> </ul>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>L'efficacité est limitée pour les aquifères de faible perméabilité (<math>10^{-5}</math> cm/s) et non homogènes.</li> <li>Le procédé ne fonctionne pas en cas de forte sorption du matériau de la nappe. (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017; Colombano et al., 2010; Gouvernement du Canada, 2014b)</li> </ul>
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"> <li>Un puits mal placé peut aboutir à une migration des contaminants, mais s'il est bien mis, il permet d'éviter une trop grande diffusion du contaminant. (Bandhari et al., 2007; Colombano et al., 2010; Gouvernement du Canada, 2014b)</li> </ul>
Ressources nécessaires et durée de traitement	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le traitement est supérieur à trois ans. (Gouvernement du Canada, 2014b)</li> <li>Le coût varie de 19 à 75 \$ /m<sup>3</sup> selon la profondeur et les contaminants, mais la durée longue du traitement aboutit à des coûts élevés (SelecDepol, 2019).</li> </ul>

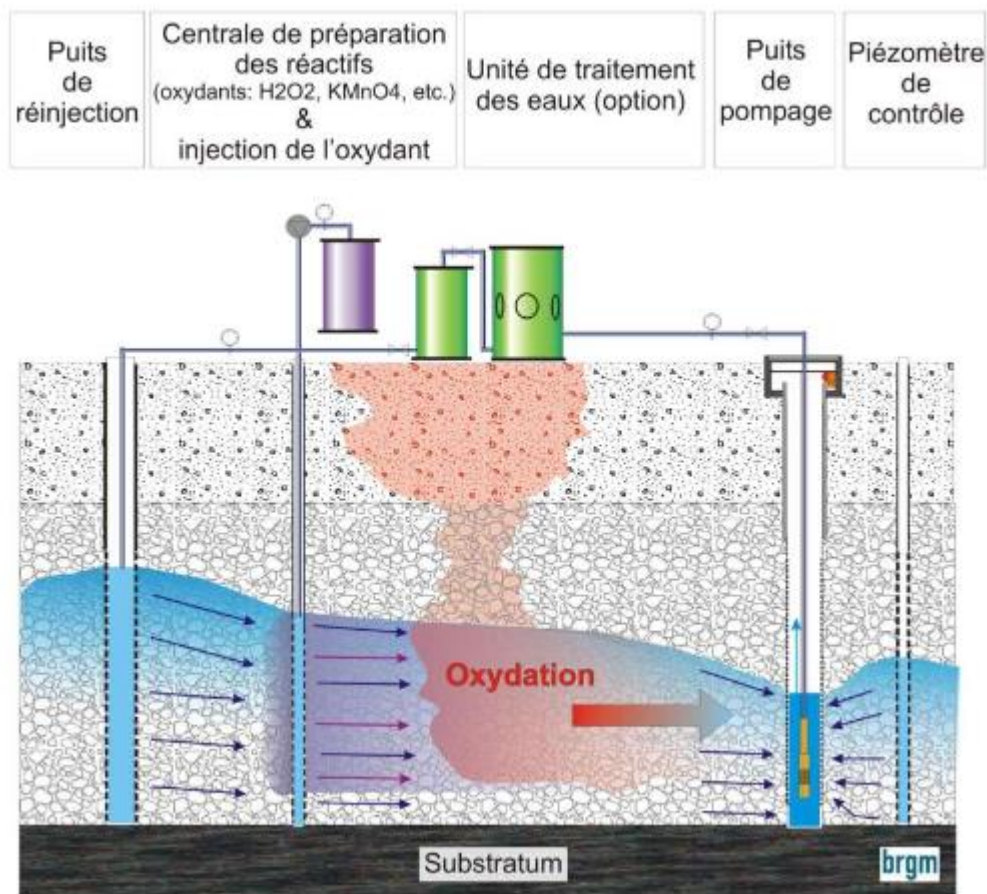
### 3.2 Traitements chimiques

L'oxydation des contaminants et leur réduction seront présentées. Les traitements chimiques signifient recourir à des réactifs chimiques dans le but d'immobiliser ou transformer les contaminants, organiques aussi bien qu'inorganiques, en sous-produits moins toxiques.

### 3.2.1 Oxydation des contaminants

L'objectif de l'oxydation est de transformer des polluants en une forme moins toxique et plus stable en utilisant des agents oxydants. Une oxydation est une réaction chimique au cours de laquelle une substance perd des électrons. Plus précisément, l'agent réducteur perd des électrons, tandis que l'agent oxydant en gagne.

Les agents oxydants les plus fréquents sont l'ozone, le peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ ), la lumière ultraviolette (UV) et les ultrasons. Ces agents sont souvent combinés entre eux pour un traitement plus efficace (Bandhari et al., 2007; Siegrist, Crimi et Simpkin, 2011). Comme visible à la figure 3.3, les agents oxydants devraient être récupérés par pompage afin de ne pas polluer la nappe (Gouvernement du Canada, 2019a).



**Figure 3.3 Schéma de l'oxydation chimique *in situ*** (tiré de Colombano et al., 2010, p. 111)

L'ozone est généré en soumettant de l'oxygène à des décharges de haut voltage. Le gaz produit est ensuite transformé en phase liquide afin de pouvoir traiter les contaminants aqueux. La demi-vie de

l’ozone dans les nappes phréatiques est de 18 minutes. L’avantage de l’ozone est qu’aucun résidu toxique permanent n’est créé. Au niveau de conditions environnementales, l’ozone est plus efficace en solution alcaline. Les polluants organiques seront détruits soit directement par l’ozone, soit par le produit de la décomposition de l’ozone, à savoir les radicaux hydroxyles  $\text{OH}^\bullet$ . La décomposition de l’ozone en radicaux hydroxyles est favorisée par la présence de  $\text{Fe}^{2+}$ , UV ou  $\text{H}_2\text{O}_2$  dans l’eau. Les radicaux hydroxyles sont plus efficaces que l’ozone en lui-même dans la décomposition des composés organiques. De plus, l’oxygénation de l’eau qui résulte du traitement à l’ozone peut stimuler l’activité décompositrice des microorganismes. (Bandhari et al., 2007; Siegrist et al., 2011)

Le peroxyde d’hydrogène est moins efficace que l’ozone. Pour en augmenter l’efficacité, il est généralement irradié par des UV ou des ultrasons afin de produire des radicaux hydroxyles  $\text{OH}^\bullet$ , dont l’action oxydante vient d’être soulignée. Des systèmes combinent même ozone, peroxyde d’hydrogène et UV. Le peroxyde d’hydrogène et les UV vont en effet favoriser la dégradation de l’ozone en radicaux libres  $\text{OH}^\bullet$ . Avec cette combinaison, les composés chlorés sont détruits à 99 %. (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017)

Les ultrasons sont aussi efficaces pour détruire des composés organiques toxiques dans les solutions aqueuses. Lorsque ces dernières sont soumises à des fréquences d’ultrasons allant de 15 kHz à 10 MHz, un phénomène de cavitation acoustique amène la formation de microbulles de vapeur d’eau, qui, lors de leur implosion, vont se décomposer en radicaux hydroxyles qui dégraderont la matière organique. Cette méthode a permis de détruire efficacement des composés comme le chlorophénol ou le 1,2-dichloroéthane. (Bandhari et al., 2007)

L’oxydation chimique permet de détruire beaucoup de composés organiques, même à des concentrations importantes, notamment les hydrocarbures aromatiques, aussi bien que certains composés inorganiques, comme le cyanure. Elle doit être utilisée de préférence sur des sols homogènes et relativement perméables. Cependant, de nombreux traitements d’aquifères peu perméables ( $<10^{-5}$  cm/s) et hétérogènes, voire de roche fracturée, ont été effectués. Le taux d’épuration est inférieur à celui des aquifères homogènes et perméables. La réduction totale des contaminants après traitement est de 77 % pour les aquifères perméables et homogènes, et de 43 % pour les aquifères peu perméables ou de roche fracturée. Mais il y a possibilité de combiner avec une autre technique, en particulier la bioremédiation, lorsque la concentration aura baissé suffisamment pour permettre une biodégradation par des microorganismes. (Gouvernement du Canada, 2019c; Siegrist et al., 2011)

L'oxydant le plus souvent utilisé sur les aquifères peu perméables est le permanganate. Les méthodes d'injection les plus efficaces pour ces aquifères sont les puits d'injection, verticaux ou horizontaux. (Siegrist et al., 2011)

L'applicabilité de cette technique en fonction de différents facteurs est résumée dans le tableau 3.3.

**Tableau 3.3 Applicabilité de la technique d'oxydation chimique en fonction de différents facteurs**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Contaminants concernés	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable à certains polluants organiques (composés organiques volatils, HAP, hydrocarbures halogénés et non halogénés, pesticides) (Gouvernement du Canada, 2019c).</li> </ul>
Caractéristiques de la contamination	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est non applicable en présence de phases libres (Gouvernement du Canada, 2019c).</li> <li>Le procédé peut être utilisé dans le cas de fortes concentrations de contaminants. (Colombano et al., 2010; Siegrist et al., 2011)</li> </ul>
Caractéristiques du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable jusqu'à 50 m (SelecDepol, s. d.).</li> </ul>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>L'hétérogénéité des sols peut empêcher une distribution homogène des agents oxydants et donc limiter l'efficacité du traitement (Gouvernement du Canada, 2019c).</li> <li>Elle doit être utilisée de préférence sur des sols homogènes et relativement perméables. Une perméabilité supérieure à <math>10^{-5}</math> cm/s est ainsi préférable (SelecDepol, s. d.). Cependant, de nombreux aquifères peu perméables sont traités par cette méthode.</li> <li>Les divers oxydants réclament différentes conditions de pH (le peroxyde d'hydrogène et l'ozone réclament un pH acide, le persulfate un pH basique, etc.). (Colombano et al., 2010)</li> </ul>
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"> <li>Si l'oxydation est incomplète, les sous-produits sont parfois plus dangereux que le contaminant initial, mais ceux-ci peuvent être récupérés.</li> <li>Les contaminants non totalement détruits et les agents oxydants peuvent se déplacer dans la nappe.</li> <li>Les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol et des eaux peuvent être changées.</li> <li>Les solutions employées peuvent être toxiques pour l'environnement, mais elles peuvent être récupérées.</li> <li>Les sous-produits de la réaction peuvent être plus biodégradables, ce qui permet une combinaison avec les méthodes de bioremédiation.</li> <li>L'oxygénation de l'eau qui résulte du traitement à l'ozone peut stimuler l'activité décompositrice des microorganismes. (Gouvernement du Canada, 2019c)</li> </ul>
Ressources nécessaires et durée de traitement	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le traitement est court : quelques semaines ou mois. (Gouvernement du Canada, 2019c)</li> <li>Le coût varie de 48 à 135 \$ / m<sup>3</sup>, mais la courte durée de traitement réduit les coûts totaux (SelecDepol, 2019).</li> </ul>

### 3.2.2 La réduction chimique des contaminants

L'objectif de la réduction est de transformer des polluants en une forme moins toxique et plus stable en utilisant des agents réducteurs. Une réduction est une réaction chimique au cours de laquelle une substance gagne des électrons. Ainsi, l'agent réducteur perd des électrons, tandis que l'agent oxydant en gagne.

La réduction chimique *in situ* peut être appliquée sur beaucoup de polluants organiques, même à des concentrations élevées, et sur des polluants inorganiques dans des conditions réductrices. Elle fonctionne mieux dans des sols homogènes et plutôt perméables. (Cheremisinoff, 2017; Colombano et al., 2010)

Cependant, même si le traitement est moins efficace en aquifère peu perméable et hétérogène, il reste envisageable, bien que la réduction du taux de contaminants sera moins importante. Certains agents réducteurs sont utilisables en aquifère peu perméable, comme l'hydrogène sulfuré. (SelecDepol, s. d.)

La réduction consiste souvent à utiliser  $\text{Fe}^{2+}$  ou  $\text{Fe}^0$  comme agent réducteur. Ainsi,  $\text{Fe}^{2+}$  peut être utilisé pour réduire le chrome Cr (IV) en chrome Cr (III), moins toxique pour les humains et les espèces animales et végétales.  $\text{Fe}^0$  est souvent utilisé pour la réduction des nitrites et nitrates, aussi bien que pour les hydrocarbures aliphatiques chlorés. (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017; SelecDepol, s. d.)

Une alternative est de recourir à l'hydrosulfite de sodium ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ ) pour traiter une pollution par le Cr (IV), qui est ainsi transformé en Cr (III). (Colombano et al., 2010)

L'applicabilité de cette technique en fonction de différents facteurs est résumée dans le tableau 3.4.

**Tableau 3.4 Applicabilité de réduction chimique en fonction de différents facteurs**

Facteurs	Applicabilité de la technique
Contaminants concernés	<ul style="list-style-type: none"><li>La technique est applicable à certains polluants organiques (hydrocarbures halogénés, pesticides, BPC) et inorganiques (métaux lourds) (Bandhari et al., 2007; Cheremisinoff, 2017; Colombano et al., 2010).</li></ul>
Caractéristiques de la contamination	<ul style="list-style-type: none"><li>La technique est non applicable en présence de phases libres.</li><li>Le procédé peut être utilisé dans le cas de fortes concentrations de contaminants. (Colombano et al., 2010)</li></ul>
Caractéristiques du site	<ul style="list-style-type: none"><li>La technique est applicable jusqu'à 50 m (SelecDepol, s. d.).</li></ul>

**Tableau 3.4 Applicabilité de la réduction chimique en fonction de différents facteurs (suite)**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"><li>• L'hétérogénéité des sols peut empêcher une distribution homogène des agents réducteurs et donc limiter l'efficacité du traitement.</li><li>• Certains agents réducteurs sont utilisables en cas de faible perméabilité (par exemple l'hydrogène sulfuré). (SelecDepol, s. d.)</li><li>• Les divers réducteurs réclament différentes conditions de pH (un pH alcalin ne convient pas au Fer zérovalent mais est préférable pour la dithionite). (SelecDepol, s. d.)</li><li>• En cas de forte concentration de matières organiques, celles-ci peuvent former un revêtement sur le fer zérovalent et réduire son efficacité. (Colombano et al., 2010)</li></ul>
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"><li>• Si la réduction est incomplète, les sous-produits sont parfois plus dangereux que le contaminant initial, mais ceux-ci peuvent être récupérés.</li><li>• Les contaminants non totalement détruits et les agents réducteurs peuvent se déplacer dans la nappe.</li><li>• Les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol et des eaux peuvent être changées.</li><li>• Les solutions employées peuvent être toxiques pour l'environnement, mais elles peuvent être récupérées.</li><li>• Les sous-produits de la réaction peuvent être plus biodégradables, ce qui permet une combinaison avec les méthodes de bioremédiation. (Cheremisinoff, 2017; Colombano et al., 2010)</li></ul>
Ressources nécessaires et durée de traitement	<ul style="list-style-type: none"><li>• Le traitement est court : quelques semaines ou mois. (Colombano et al., 2010)</li><li>• Le coût varie de 48 à 135 \$ / m<sup>3</sup>, mais la courte durée de traitement réduit les coûts totaux (SelecDepol, 2019).</li></ul>

### 3.3 Traitements biologiques

Après avoir brièvement présenté les mécanismes de la bioremédiation, la biostimulation, la bioaugmentation et la phytoremédiation seront exposées. Les traitements biologiques reposent sur le processus de biodégradation par des espèces vivantes, en général des microorganismes ou des plantes.

#### 3.3.1 Bioremédiation – notions de base

La bioremédiation repose sur l'utilisation d'organismes vivants pour décontaminer un site pollué. Ces méthodes sont de plus en plus populaires du fait de la relative faiblesse de leur coût. Elles reposent sur deux processus biologiques : la dégradation, qui suppose de briser les liens avec le carbone, et la transformation, qui implique un changement dans la structure des liaisons ou une oxydoréduction. Les

organismes utilisés pour parvenir à ce résultat sont des microorganismes ou des végétaux. (Lyon et Vogel, 2013)

Parmi les mécanismes de dégradation par des microorganismes, on distingue le métabolisme et le cométabolisme. Le métabolisme suppose que les microorganismes métabolisent directement le polluant afin de l'utiliser comme source d'énergie. Le cométabolisme signifie que le polluant n'est pas utilisé comme source d'énergie mais est dégradé à la suite de l'interaction des microorganismes avec une autre molécule. Parmi la dégradation par métabolisme, on distingue la dégradation aérobie (l'accepteur final d'électron est l'oxygène) et la dégradation anaérobie (l'accepteur final d'électron est un autre composé). (Colombano et al., 2010)

Les facteurs environnementaux qui influencent le processus de dégradation biologique sont le pH, la température, la disponibilité de nutriments minéraux et la disponibilité d'accepteurs d'électrons nécessaires à l'action microbienne. La nature du ou des polluants, leur concentration et leur biodisponibilité jouent aussi un rôle. Le tableau 3.5 classe des polluants fréquents par leur degré de biodégradabilité. (Colombano et al., 2010)

**Tableau 3.5 Degré de biodégradabilité de contaminants fréquents** (tiré de Colombano et al., 2010)

Types de contaminants	Degré de biodégradabilité
Hydrocarbures pétroliers C <sub>6</sub> -C <sub>15</sub>	Très facile
Alcools, phénols, amines	Très facile
Acides, esters, amides	Très facile
Hydrocarbures pétroliers C <sub>12</sub> -C <sub>20</sub>	Modérément facile
Éthers, hydrocarbures monochlorés	Modérément facile
Hydrocarbures pétroliers supérieurs à C <sub>20</sub>	Modérément difficile
Hydrocarbures polychlorés	Modérément difficile
HAP, PCB, pesticides	Très difficile

### 3.3.2 Biostimulation

La majorité des traitements de bioremédiation utilise la biostimulation. Cette technique consiste à assurer les bonnes conditions pour que les microorganismes déjà présents dans le milieu puissent performer au mieux leur activité de dégradation des polluants. Les conditions sur lesquelles cette méthode doit influencer sont le taux d'oxygène, le pH, la température, le potentiel d'oxydoréduction et les nutriments. Ainsi, de l'oxygène, des nutriments et/ou des accepteurs d'électrons peuvent être ajoutés, le pH régulé, etc. (Gouvernement du Canada, 2019b; Lyon et al., 2013)

La biostimulation nécessite un système de points d'injection et, selon les cas, un système de production d'accepteurs ou donneurs d'électrons, une cuve de stockage et un réseau de distribution des nutriments, de même qu'un système de récupération des effluents gazeux ou liquides. (Colombano et al., 2010; SelecDepol, s. d.)

Cependant, certaines considérations doivent être prises en compte : le contaminant doit être biodisponible. En effet, un contaminant sous sa forme non aqueuse libéré progressivement par le média sera en des concentrations trop faibles pour le développement des bactéries. Mais il est possible d'ajouter des tensioactifs pour solubiliser le contaminant. De plus, une forte concentration de contaminants peut être nocive pour les microorganismes. Certains mélanges de contaminants seront aussi difficilement traitables par les bactéries locales lorsque l'un des contaminants inhibe l'activité des microorganismes capables de biodégrader les autres contaminants. (Lyon et Vogel, 2013)

L'applicabilité de cette technique en fonction de différents facteurs est résumée dans le tableau 3.6.

**Tableau 3.6 Applicabilité de la biostimulation en fonction de différents facteurs**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Contaminants concernés	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable à certains polluants organiques (Composés organiques volatils, HAP, hydrocarbures non halogénés, nitrates, pesticides) (Gouvernement du Canada, 2019b).</li> </ul>
Caractéristiques de la contamination	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est non applicable en présence de phases libres (Gouvernement du Canada, 2019b).</li> <li>Une toxicité aigüe, une concentration trop élevée de contaminants ou certains mélanges de contaminants peuvent inhiber l'activité des microorganismes (Gouvernement du Canada, 2019b).</li> <li>Le contaminant doit être biodisponible pour un traitement efficace et en quantité suffisante pour la croissance des microorganismes (Lyon et Vogel, 2013).</li> <li>Elle est incompatible avec une grande concentration en métaux et métalloïdes (Gouvernement du Canada, 2019b).</li> </ul>
Caractéristiques du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable sous les bâtiments (Colombano et al., 2010).</li> <li>Elle est applicable jusqu'à 50 m (SelecDepol, s. d.).</li> </ul>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le pH doit être entre 6 et 8 pour une biodégradation optimale, mais l'activité microbienne peut avoir lieu entre 5 et 9 (Environmental Protection Agency [EPA], 2013; Gouvernement du Canada, 2019b).</li> <li>Si le sol est argileux, l'adsorption des polluants limite l'efficacité du traitement.</li> <li>Les sols peu perméables et hétérogènes limitent l'efficacité du traitement. Une perméabilité supérieure à <math>10^{-5}</math> cm/s est ainsi préférable (SelecDepol, s. d.).</li> </ul>



**Tableau 3.6 Applicabilité de la biostimulation en fonction de différents facteurs (suite)**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Une température faible (moins de 5°C) diminue l'efficacité du traitement (EPA, 2013). Mais des souches de bactéries capables de survivre à des températures inférieures sont aussi connues (Lyon et Vogel, 2013).</li> </ul>
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cette technologie peut avoir un impact important sur des aspects environnementaux comme le potentiel d'oxydoréduction, le pH et le carbone organique total. (Gouvernement du Canada, 2019b)</li> <li>• Elle génère des métabolites toxiques lors de la biodégradation de certains contaminants (certains pesticides, hydrocarbures aliphatiques chlorés) (Gouvernement du Canada, 2019b).</li> </ul>
Ressources nécessaires et durée de traitement	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Le traitement va d'un an à plusieurs années (Gouvernement du Canada, 2019b).</li> <li>• Il nécessite une grande expertise (Colombano et al., 2010).</li> <li>• Le coût va de 42 à 90\$ /m<sup>3</sup> (SelecDepol, 2019).</li> <li>• Il y a nécessité, dans certains cas, de traiter les effluents gazeux ou liquides.</li> </ul>

### 3.3.3 Bioaugmentation

Lorsque les organismes présents sont incapables de dégrader les polluants, ou qu'ils sont en trop petit nombre pour le faire d'une manière efficace, la biostimulation s'avère insuffisante. C'est ici que la bioaugmentation entre en jeu.

Deux formes de bioaugmentation existent :

- La bioaugmentation des végétaux, qui consiste à ajouter des rhizobactéries qui stimulent la croissance des plantes, augmentant ainsi leur capacité naturelle à séquestrer les polluants, en particulier les métaux. (Lyon et Vogel, 2013)
- La bioaugmentation des microorganismes, qui consiste soit à extraire des bactéries déjà adaptées au milieu à dépolluer et à les cultiver et les acclimater au polluant pour ensuite les réinjecter, soit à inoculer des bactéries de culture prélevées dans un autre milieu. Les bactéries de culture peuvent soit être une souche particulière, soit un consortium de différentes bactéries. Les consortiums fonctionnent souvent mieux puisqu'ils consistent en un ensemble de bactéries adaptées à la dégradation des polluants visés. Les consortiums sont aussi nécessaires s'il faut une dégradation séquencée de polluants et de leurs sous-produits. Les bactéries sont ajoutées dans les eaux souterraines via des puits d'injection directe. Ce procédé fonctionne sur

l'ammoniaque, les pesticides, les composés pétroliers et le sulfure d'hydrogène. (Bandhari et al., 2007; Lyon et Vogel, 2013)

Cependant, comme pour la biostimulation, le contaminant doit être biodisponible afin de pouvoir être biodégradé. Mais il est possible d'ajouter des tensioactifs pour solubiliser le contaminant. De plus, il est important de choisir d'inoculer des souches de microorganismes capables de survivre dans de fortes concentrations de contaminants. En outre, certains mélanges de contaminants nécessiteront un traitement séquentiel par différentes souches. Par exemple, la concentration élevée de certains métaux lourds peut inhiber l'activité de microorganismes pouvant dégrader les autres contaminants présents. Il faut donc, dans un premier temps, injecter une souche destinée au métal puis, lorsque sa concentration a diminué, injecter d'autres souches pour les contaminants restants. (Lyon et Vogel, 2013)

L'applicabilité de cette technique en fonction de différents facteurs est résumée dans le tableau 3.7.

**Tableau 3.7 Applicabilité de la bioaugmentation en fonction de différents facteurs**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Contaminants concernés	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable aux composés organiques volatils, HAP, hydrocarbures non halogénés, pesticides, BPC et à certains métaux (Gouvernement du Canada, 2019a; Lyon et Vogel, 2013).</li> </ul>
Caractéristiques de la contamination	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est non applicable en présence de phases libres (Gouvernement du Canada, 2019a).</li> <li>Le contaminant doit être biodisponible et en quantité suffisante pour la croissance des microorganismes (Lyon et Vogel, 2013).</li> <li>Certains mélanges de contaminants nécessitent un traitement séquentiel (Lyon et Vogel, 2013).</li> </ul>
Caractéristiques du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable sous les bâtiments (Colombano et al., 2010).</li> <li>Elle est applicable jusqu'à 50 m (SelecDepol, s. d.).</li> </ul>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le pH doit être entre 6 et 8 pour une biodégradation optimale, mais l'activité microbienne peut avoir lieu entre 5 et 9 (EPA, 2013; Gouvernement du Canada, 2019a).</li> <li>Si le sol est argileux, l'adsorption des polluants limite l'efficacité du traitement.</li> <li>Les sols peu perméables et hétérogènes limitent l'efficacité du traitement. Une perméabilité supérieure à <math>10^{-5}</math> cm/s est ainsi préférable (SelecDepol, s. d.).</li> <li>Une température faible (moins de 5°C) diminue l'efficacité du traitement (EPA, 2017). Mais des souches de bactéries capables de survivre à des températures inférieures sont aussi connues (Lyon et Vogel, 2013).</li> </ul>

**Tableau 3.7 Applicabilité de la bioaugmentation en fonction de différents facteurs (suite)**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"><li>• Cette technologie peut avoir un impact important sur des aspects environnementaux comme le potentiel d'oxydoréduction, le pH et le carbone organique total. (Gouvernement du Canada, 2019a).</li></ul>
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"><li>• Elle génère des métabolites toxiques lors de la biodégradation de certains contaminants (certains pesticides, hydrocarbures aliphatiques chlorés) (Gouvernement du Canada, 2019a).</li></ul>
Ressources nécessaires et durée de traitement	<ul style="list-style-type: none"><li>• Le traitement va d'un an à plusieurs années (Gouvernement du Canada, 2019a).</li><li>• Il nécessite une grande expertise (Colombano et al., 2010).</li><li>• Le coût va de 42 à 90\$ /m<sup>3</sup> (SelecDepol, 2019).</li><li>• Il y a nécessité, dans certains cas, de traiter les effluents gazeux ou liquides.</li></ul>

### **3.3.4 Phytoremédiation**

La phytoremédiation consiste à recourir à des végétaux afin de décontaminer les eaux souterraines via les racines, qui plongent jusque dans la zone saturée. Cette technique repose sur plusieurs mécanismes :

- Phytoextraction : Les polluants sont stockés dans la biomasse des végétaux.
- Phytostabilisation : Les polluants, essentiellement les métaux, sont stabilisés par le système racinaire.
- Phytodégradation : Les polluants organiques sont dégradés, soit par absorption, soit par les enzymes produites par les végétaux.
- Phytostimulation : Le système racinaire abrite et stimule des microorganismes ayant une activité de biodégradation.
- Phytovolatilisation : Les végétaux absorbent puis transpirent certains contaminants (mercure, sélénium), qui se retrouvent alors dans l'atmosphère, ce qui peut avoir des conséquences environnementales.

(Colombano et al., 2010)

Ce procédé fonctionne sur les métaux, certains composés inorganiques (fertilisants, nitrates) et certaines substances organiques (hydrocarbures, pesticides, composés organiques volatils). Les conditions à prendre en considération sont le degré de concentration des contaminants, qui peut être létal pour les plantes s'il est trop élevé, la nature des polluants, qui ne doit pas être toxique, et l'espace disponible, qui

doit être suffisant pour accueillir une couverture végétale. (Gouvernement du Canada, 2015; Landmeyer, 2012)

L'applicabilité de cette technique en fonction de différents facteurs est résumée dans le tableau 3.8.

**Tableau 3.8 Applicabilité de la phytoremédiation en fonction de différents facteurs**

<b>Facteurs</b>	<b>Applicabilité de la technique</b>
Contaminants concernés	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable aux polluants organiques (composés organiques volatils, HAP, hydrocarbures non halogénés, pesticides, BPC) et aux métaux lourds (Gouvernement du Canada, 2015; Landmeyer, 2012).</li> </ul>
Caractéristiques de la contamination	<ul style="list-style-type: none"> <li>Les composés organiques sont plus facilement absorbés par la plante lorsqu'ils ont un log Kow entre 0.5 et 0.3.</li> <li>Les contaminants doivent être biodisponibles.</li> <li>Une toxicité aigüe ou une concentration trop élevée de contaminants peuvent être toxiques pour les plantes.</li> <li>La technique est moins efficace si la répartition des polluants est trop hétérogène. (Gouvernement du Canada, 2015)</li> </ul>
Caractéristiques du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le traitement nécessite beaucoup d'espace non construit.</li> <li>La profondeur de la nappe doit être faible (un à trois mètres).</li> </ul>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le traitement est fortement influencé par les paramètres environnementaux (température, fertilité, pluviométrie, parasites, maladies) (Bandhari et al., 2007; Landmeyer, 2012).</li> <li>Le taux de matières organiques doit être suffisant pour la croissance des plantes (Gouvernement du Canada, 2015).</li> </ul>
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"> <li>La biodégradation de certains contaminants organiques peut générer des métabolites parfois plus toxiques que la contamination initiale (par exemple les composés aliphatiques chlorés), ce qui n'est pas le cas de la phytoremédiation des composés inorganiques (métaux).</li> <li>Le contaminant peut être simplement transféré dans un autre milieu (par exemple, l'évapotranspiration fait passer les contaminants du sol à l'air). (Gouvernement du Canada, 2015)</li> </ul>
Ressources nécessaires et durée de traitement	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le traitement est supérieur à cinq ans (Gouvernement du Canada, 2015).</li> <li>Le coût va de 0,7 à 4,5\$/m<sup>2</sup> de sol (SelecDepol, 2019).</li> <li>Il y a nécessité de traiter la biomasse ayant accumulé des polluants (Bandhari et al., 2007).</li> </ul>

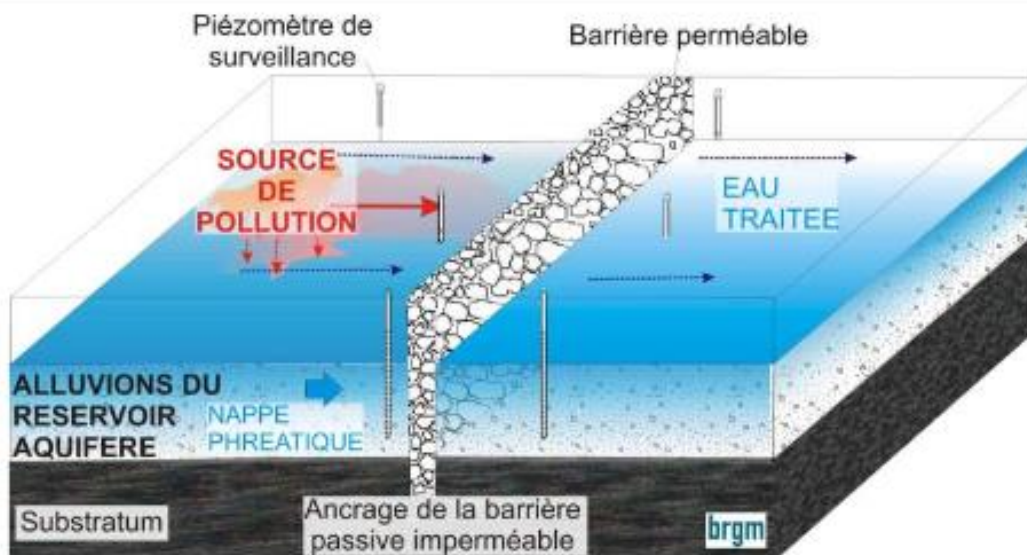
### 3.5 Barrières perméables réactives

Cette technique consiste à intercepter un panache de contaminant(s) dans la nappe phréatique par un matériau perméable comportant un réactif. L'eau contaminée passe à travers la barrière et, ce faisant,

les contaminants présents sont transformés grâce aux réactifs. Les réactions employées sont diverses et basées sur des principes similaires aux autres techniques : l'adsorption, la réduction, la biodégradation. Le matériau est perméable et laisse passer le flot de l'eau, tout en retenant les contaminants. (Bandhari et al., 2007; Gouvernement du Canada, 2014b; SelecDepol, s. d.)

Cette méthode a été utilisée pour certains métaux (plomb, cadmium, arsenic, etc.) et pour de nombreux contaminants organiques, tels que les nutriments, les hydrocarbures, etc. Elle fonctionne au mieux pour les aquifères poreux et homogènes, qu'ils soient perméables ou non. (Gouvernement du Canada, 2014a)

Comme visible à la figure 3.4, une barrière perméable réactive (BPR) repose sur la réalisation d'une tranchée dont la longueur doit être suffisante pour intercepter tout le panache de pollution. Elle doit être placée de façon perpendiculaire à l'écoulement de la nappe. La largeur de cette tranchée doit aussi permettre un temps de contact assez long entre le contaminant et l'agent pour que la réaction ait lieu. (Colombano et al., 2010)



**Figure 3.4 Barrière perméable réactive** (tiré de Colombano et al., 2010, p. 187)

Les BPR utilisent principalement trois réactions, à savoir la biodégradation, auquel cas le réactif est un filtre de microorganismes, la réduction, déjà mentionnée, et enfin l'adsorption. Les filtres de microorganismes et les agents réducteurs reposent sur des principes similaires à ceux exposés dans les techniques de bioremédiation et de réduction chimique. L'adsorption décrit l'accumulation d'une substance à la surface d'un solide. Le charbon activé est le plus souvent utilisé comme adsorbant pour un certain nombre de contaminants, tels les hydrocarbures, les composés organiques volatils, les métaux,

les pesticides. Le charbon activé est efficace pour traiter des eaux dont les concentrations de polluants sont faibles (moins de 10 mg/L). L'alumine activée peut aussi adsorber divers contaminants comme les fluorures, l'arsenic et le sélénium. (Bandhari et al., 2007)

Le tableau 3.9 résume les différents contaminants visés, les réactions et les réactifs.

**Tableau 3.9 Les différents contaminants visés, les réactions et les réactifs**

Contaminant	Réaction	Réactif
Contaminants organiques	Biodégradation	Microorganismes
Biphényles polychlorés, métaux, hydrocarbures aliphatiques chlorés, nitrites-nitrates	Réduction	Fe <sup>2+</sup> ou Fe <sup>0</sup> , métaux zérovalents
Métaux, composés organiques, pesticides	Adsorption	Charbon activé, alumine activée, zéolite, résines, oxydes de métaux (oxyde ferrique)

L'applicabilité de cette technique en fonction de différents facteurs est résumée dans le tableau 3.10.

**Tableau 3.10 Applicabilité des BPR en fonction de différents facteurs**

Facteurs	Applicabilité de la technique
Contaminants concernés	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est applicable aux polluants organiques (composés organiques volatils, HAP, hydrocarbures halogénés et non halogénés, pesticides, BPC) et aux métaux lourds (Gouvernement du Canada, 2014a).</li> </ul>
Caractéristiques de la contamination	<ul style="list-style-type: none"> <li>La technique est non applicable en présence de phases libres (Gouvernement du Canada, 2014a).</li> <li>Le charbon activé, le réactif le plus souvent utilisé, est efficace pour traiter des concentrations de polluants faibles (moins de 10 mg/L) (Bandhari et al., 2007).</li> </ul>
Caractéristiques du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le procédé est intéressant jusqu'à 20 m de profondeur. Les canalisations, roches dures, sédiments consolidés peuvent augmenter la difficulté d'installation des BPR.</li> <li>Si le contaminant est présent aussi dans les fractures des roches ou prisonnier d'un média poreux, la BPR ne pourra pas l'intercepter. (Colombano et al., 2010)</li> </ul>
Facteurs environnementaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>Le traitement fonctionne aussi bien sur des aquifères perméables que peu perméables. Cela peut fonctionner avec une perméabilité inférieure à 10<sup>-5</sup> cm/s. (SelecDepol, s. d.). La technique est à utiliser de préférence dans des milieux homogènes (Gouvernement du Canada, 2014a).</li> </ul>
Impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none"> <li>Si le panache s'étend de façon transversale, la BPR n'en interceptera qu'une partie, et le reste du panache risquera de migrer. Une partie des contaminants peut aussi passer à travers la BPR.</li> <li>La formation de sous-produits dépend du réactif utilisé et du contaminant.</li> <li>(Gouvernement du Canada, 2014a)</li> </ul>

**Tableau 3.10 Applicabilité des BPR en fonction de différents facteurs (suite)**

Facteurs	Applicabilité de la technique
Ressources nécessaires et durée de traitement	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Le traitement est supérieur à cinq ans (Gouvernement du Canada, 2014a).</li> <li>• Le coût est élevé et va de 241 à 906 \$ /m<sup>2</sup> de barrière construite (SelecDepol, 2019). Le coût est prohibitif pour les petits volumes (Gouvernement du Canada, 2014a) et au-delà de 20 m de profondeur (Colombano et al., 2010). Les coûts sont fonction de la concentration, celle-ci impliquant un remplacement plus fréquent du réactif à mesure qu'elle augmente (Bandhari et al., 2007).</li> <li>• Il y a gestion de matières résiduelles dangereuses dans les cas d'adsorption.</li> </ul>

## 4. PARAMÈTRES POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE

Les paragraphes suivants présentent une sélection des différents paramètres à prendre en compte lors du choix des techniques de remédiation envisageables. Ces paramètres concernent les contaminants, les caractéristiques du site, les impacts sur l'environnement et les paramètres économiques. Ils seront utilisés comme base pour l'élaboration de l'outil d'aide à la décision du chapitre 5. Les informations utilisées dans le présent chapitre sont celles exposées dans les parties précédentes.

### 4.1 Paramètres liés aux contaminants

Les paramètres liés aux contaminants concernent, en premier lieu, la nature du contaminant, et en deuxième lieu, les caractéristiques de la contamination.

#### 4.1.1 Nature du contaminant

Ce paramètre a été choisi et placé en premier parce que le type de contaminants définit quelles techniques sont utilisables. Certaines d'entre elles ne sont pas efficaces sur certains polluants.

En cas de mélange de contaminants, il est possible soit de choisir des techniques pouvant s'appliquer à l'ensemble des différents polluants présents, soit de recourir à plusieurs techniques de façon séquentielle pour traiter les contaminants les uns après les autres.

Le tableau 4.1 reprend d'une façon synthétique les informations présentées dans le chapitre 3 au sujet des composés que chaque technique peut traiter. Cela permet de définir en un rapide aperçu quelles techniques sont envisageables ou non, en fonction du ou des contaminants concernés. Les contaminants retenus sont ceux qui ont été listés dans le premier chapitre comme apparaissant fréquemment dans les eaux souterraines du Québec. Ainsi, les explosifs ont, par exemple, été laissés de côté.

**Tableau 4.1 Paramètres liés à la nature du contaminant**

Technique	COV	Hydrocarbures halogénés	Hydrocarbures non halogénés	HAP	BPC	Pesticides	Métaux
<i>Air sparging</i>	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗
P et T	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Oxydation	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✗
Réduction	✗	✓	✗	✗	✓	✓	✓
Biostimulation	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✗
Bioaugmentation	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Phytoremédiation	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
BPR	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓



Légende :

✓ : Envisageable;

✗ : Non envisageable

#### 4.1.2 Caractéristiques de la contamination

Ce paramètre est le deuxième ayant trait aux contaminants. Il concerne le degré de concentration des contaminants et leur biodisponibilité. Il n'est cependant pas possible de donner une concentration précise puisque cela dépend du contaminant, voire du mélange de contaminants, et de la technique.

La concentration est importante, car le recours à certaines techniques, en particulier celles relevant de la bioremédiation, est limité par des concentrations élevées. Celles-ci peuvent en effet être toxiques pour les espèces censées dégrader les composés ou, du moins, inhiber leur activité décompositrice. Néanmoins, des souches de microorganismes bioaugmentées peuvent supporter de fortes concentrations de contaminants.

En outre, certains contaminants ne sont pas sous une forme biodisponible, ce qui ne les rend pas traitables par biodégradation. La biodisponibilité peut cependant être améliorée par des agents tensioactifs.

Le tableau 4.2 résume, en fonction de la concentration et de la biodisponibilité du contaminant, quels procédés sont envisageables ou non pour chaque technique.

**Tableau 4.2 Paramètres liés à la concentration et la biodisponibilité**

Technique	Concentration élevée de contaminants	Concentration faible de contaminants	Contaminant non biodisponible
<b>Air sparging</b>	✓	✓	✓
<b>P et T</b>	✓	✗	✓
<b>Oxydation</b>	✓	✓	✓
<b>Réduction</b>	✓	✓	✓
<b>Biostimulation</b>	✗	✗	✗
<b>Bioaugmentation</b>	✓	✗	✗
<b>Phytoremédiation</b>	✗	✓	✗
<b>BPR</b>	✗/✓ (en fonction du réactif)	✓	✗/✓ (en fonction du réactif)

Légende :

✓ : Envisageable;

✗ : Non envisageable

Il est intéressant de noter que plusieurs techniques peuvent être combinées de façon séquentielle. Ainsi, il est possible de pomper et traiter une partie importante d'un contaminant très concentré ou en phase libre, puis de recourir à une autre technique, par exemple la bioremédiation, pour dégrader ce qui n'a pas pu être traité par la première technique. Pour ce qui est des BPR, la concentration traitable est fonction du réactif : un réactif à base de filtre de charbon activé ne pourra traiter que des concentrations faibles, tandis qu'un réactif à base de métal zérovalent sera utilisable sur des concentrations plus élevées.

#### 4.2 Paramètres liés au site

Les paramètres liés au site sont essentiels puisqu'ils limitent, eux aussi, l'usage de certaines techniques. Il existe d'autres paramètres liés au site que ceux qui ont été choisis, mais ceux-ci varient en fonction des différentes techniques. Les paramètres sélectionnés sont ceux qui reviennent le plus souvent pour les diverses techniques, et pour lesquels assez de données ont été trouvées pour chaque technique.

La profondeur de la nappe rend certaines techniques impossibles à utiliser. Ainsi, les BPR sont techniquement très difficiles à installer au-delà de vingt mètres de profondeur, alors que la phytoremédiation est limitée par la profondeur de la racine des arbres. Ensuite, la nature des sols est extrêmement importante pour le choix d'une technique. La plupart des techniques sont plus efficaces avec une perméabilité minimale supérieure à  $10^{-5}$  cm/s, bien qu'elles puissent être envisageables sous ce seuil. Le procédé le plus efficace en cas de faible perméabilité est les BPR. Le pH est aussi fondamental dans le choix d'une technique de remédiation, mais ne constitue pas un obstacle pour la plupart des techniques, puisque le réactif peut être choisi en fonction du pH. Cela peut constituer un obstacle dans le cas de la bioremédiation, si les souches pouvant dégrader le contaminant ne sont pas adaptées au pH local. Le tableau 4.3 résume pour chaque technique, en fonction des caractéristiques du site, quels procédés sont envisageables ou non.

**Tableau 4.3 Paramètres liés au site**

Technique	Niveau du pH	Profondeur de la nappe	Faible perméabilité du média ( $<10^{-5}$ cm/s)
<b>Air sparging</b>	Indifférent	2-20 m	×
<b>P et T</b>	Indifférent	50 m	±
<b>Oxydation</b>	Choix du réactif en fonction	50 m	±
<b>Réduction</b>	Choix du réactif en fonction	50 m	±
<b>Biostimulation</b>	5 à 9	50 m	±
<b>Bioaugmentation</b>	5 à 9	50 m	±
<b>Phytoremédiation</b>	Adapté à la croissance des plantes	1-3 m	✓
<b>BPR</b>	Choix du réactif en fonction	20 m	✓

Légende :

✓ : Envisageable;

✗ : Non envisageable;

± : Envisageable mais moins efficace

#### **4.3 Paramètres environnementaux**

Les impacts sur l'environnement sont une question importante puisque la remédiation vise à un retour à des conditions aussi proches que possible de celles qui prévalaient avant la contamination. Cependant, la question est complexe et le tableau 4.4 n'offre d'ailleurs qu'un aperçu. Un certain nombre des techniques présentées ici sont, par exemple, susceptibles de générer des sous-produits toxiques, mais ceux-ci peuvent être récupérés. Néanmoins, il y a un risque de ne pas parvenir à tout recouvrer, notamment si les conditions hydrogéologiques de la nappe sont mal maîtrisées. Il en va de même pour les solutions toxiques utilisées dans le cadre de l'oxydation ou la réduction. De plus, il est recommandé de choisir le procédé en fonction des sous-produits pouvant se former. Ainsi, la biodégradation des hydrocarbures aliphatiques chlorés tendant à générer des sous-produits toxiques, les techniques de bioremédiation sont à éviter face à ces polluants. Par exemple, la biodégradation du dichloroéthène produit du chlorure de vinyle, composé très toxique pour l'environnement (Gouvernement du Canada, 2015). Il n'y a donc pas de réponse tranchée sur les potentiels impacts environnementaux, puisque cela dépend en partie des choix effectués et du degré de connaissance de la nappe.

Ensuite, plusieurs des procédés tendent à modifier les paramètres physicochimiques dans la nappe. Les techniques de biostimulation ou bioaugmentation altèrent, par exemple, les conditions d'oxydoréduction présentes, ce qui peut amener à la remise en circulation de polluants. Ou encore, l'oxydation conduit à la destruction des matières organiques, ce qui peut amener à la libération de contaminants qui y étaient adsorbés. La modification des paramètres physicochimiques des sols et des eaux souterraines peut aussi avoir un impact sur les espèces présentes, notamment les communautés de microorganismes.

Enfin, le risque de migration des contaminants est un important aspect des impacts sur l'environnement. Si les conditions hydrogéologiques de la nappe sont mal maîtrisées, ou si le panache de contamination est transversal, des techniques comme les BPR ou le P et T peuvent ne pas tout intercepter, et laisser les polluants migrer. L'injection d'air est aussi susceptible de causer des migrations non contrôlées. Il s'agit

cependant de risques potentiels. Il est donc difficile de prévoir les impacts environnementaux liés à l'usage d'une technique.

Le tableau 4.4 résume les impacts potentiels de chaque technique, mais ceux-ci demeurent une possibilité et ne se réaliseront pas nécessairement (sauf pour ce qui a trait à la modification des paramètres physicochimiques). De plus, les risques sont à mettre en contrepartie avec les bénéfices liés à la décontamination, sachant que les techniques ayant le moins d'impacts sur l'environnement peuvent ne pas être applicables. La raison d'être des paramètres environnementaux est de permettre un choix éclairé en ayant conscience des risques pour l'environnement.

**Tableau 4.4 Paramètres environnementaux**

	Risque de générer des sous-produits toxiques	Modification des paramètres physicochimiques de l'eau et du sol	Risque de migration ou transfert de contaminants ou de la solution ajoutée
<i>Air sparging</i>	+	-	-
P et T	+	+	-
Oxydation	-	-	-
Réduction	-	-	-
Biostimulation	-	-	+
Bioaugmentation	-	-	+
Phytoremédiation	-	+	-
BPR	-	-	-

Légende :

+: pas de risque ou d'impact environnemental négatif;

- : risque ou impact environnemental négatif

#### 4.4 Paramètres économiques

Les paramètres économiques sont eux aussi essentiels puisque nombre d'organisations n'ont pas les moyens financiers, l'expertise ou le temps de mettre en place certains des procédés, qui peuvent s'étaler sur des périodes allant jusqu'à une vingtaine d'années pour des coûts conséquents, ou demander une expertise très pointue.

Il est aussi possible qu'aucune technique abordable et efficace n'existe, ou que le coût important cumulé aux impacts environnementaux importants et à l'efficacité réduite des techniques envisageables rendent inintéressante une démarche de décontamination.

Le tableau 4.5 résume les différents paramètres économiques. Les coûts de traitement, par m<sup>3</sup> d'eau traitée, incluent l'investissement initial (phase pilote, installation, travaux), le coût de mise en œuvre (les charges récurrentes comme le matériel de remplacement, la main-d'œuvre, l'élimination des déchets) et les frais de maintenance et de suivi. Une colonne précise le degré d'expertise requis, dont ne disposent pas toutes les organisations.

**Tableau 4.5 Paramètres économiques**

<b>Technique</b>	<b>Durée du traitement</b>	<b>Coûts par m<sup>3</sup></b>	<b>Degré d'expertise requis</b>
<b><i>Air sparging</i></b>	Quelques semaines ou mois	30 à 84 \$/m <sup>3</sup>	Standard
<b>P et T</b>	Plus de 3 ans	19 à 75 \$ /m <sup>3</sup> selon la profondeur et les contaminants	Standard
<b>Oxydation</b>	Quelques semaines ou mois	48 à 135 \$ / m <sup>3</sup>	Standard
<b>Réduction</b>	Quelques semaines ou mois	48 à 135 \$ / m <sup>3</sup>	Standard
<b>Biostimulation</b>	Plus de 1 an	42 à 90\$ /m <sup>3</sup>	Élevé
<b>Bioaugmentation</b>	Plus de 1 an	42 à 90\$ /m <sup>3</sup>	Élevé
<b>Phytoremédiation</b>	Plus de 5 ans	0,7 à 4,5\$/m <sup>2</sup> de sol	Standard
<b>BPR</b>	Plus de 5 ans	241 à 906 \$ /m <sup>2</sup> de barrière construite	Standard

## 5. OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE DE DÉCONTAMINATION

Ce chapitre synthétise les paramètres étudiés dans des schémas décisionnels (voir annexe 1) pour chaque catégorie de contaminants, afin de permettre une présélection des techniques envisageables. Les gestionnaires en environnement pourront ainsi avoir un outil de support lors de la prise de décision concernant la technique à choisir.

Le premier schéma décisionnel vise à expliquer le fonctionnement de l'outil, selon lequel chaque groupe de paramètres présenté au chapitre 4 est étudié tour à tour afin d'éliminer les techniques non applicables. Un schéma décisionnel suit pour chaque contaminant. Certains contaminants sont regroupés parce que les mêmes techniques sont applicables.

Les schémas visent à présélectionner les méthodes envisageables, et non à remplacer une étude de terrain exhaustive pour le choix d'un traitement. Certains éléments importants, comme la conductivité hydraulique, sont en effet à évaluer sur le terrain. Mais ils n'ont pas été mentionnés, car leur étude intervient en aval de la présélection par les schémas décisionnels. Ainsi, de nombreux autres paramètres spécifiques à chaque technique s'appliquent et doivent être étudiés lorsqu'une technique est présélectionnée.

Pour l'usage des schémas, il faut commencer par la case en haut à gauche puis suivre les flèches en fonction du cas à décontaminer. Les couleurs des cases renvoient aux différents paramètres (la légende figure sur le premier schéma). Les cases grises correspondent à la présélection des techniques envisageables, en fin de processus.

Les paramètres environnementaux et économiques sont à considérer en même temps, d'une façon globale. Ces paramètres sont à balancer les uns par rapport aux autres, et en fonction des capacités de l'organisation ainsi que des bénéfices environnementaux apportés par la remédiation.

Si plusieurs techniques sont possibles en fin de schéma, les ressources disponibles et l'impact sur l'environnement doivent faire la différence. Il est possible aussi de combiner plusieurs approches, ce qui est pratique très courante.

L'outil n'a pas été appliqué à un cas du Québec par manque de données. Il n'a ainsi pas été possible de collecter toutes les données nécessaires pour un site spécifique. Les projets d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines impulsés par le gouvernement québécois donnent un portrait global de la qualité des eaux pour chaque région administrative, mais ne fournissent pas de détails pour

chaque puits. De son côté, le répertoire des terrains contaminés ne fournit que la localisation et les contaminants, mais pas la concentration, ni la profondeur de la nappe concernée, ni la nature des sols. Il n'a pas non plus été trouvé d'étude scientifique au Québec qui fournisse ces informations pour une nappe précise. Là encore, les études trouvées tendent à tracer un portrait et analyser les causes d'un phénomène sans lister les informations détaillées pour chaque nappe étudiée.

## CONCLUSION

Au Québec, un certain nombre de nappes phréatiques sont polluées, ce qui constitue un enjeu d'importance dans la mesure où 27,7 % de la population dépendent de l'eau souterraine pour leurs besoins domestiques. En effet, des nappes phréatiques ont été rendues inutilisables par des pollutions, et des aqueducs ont été construits à grands frais pour alimenter la population en eau. Si rien n'est fait, un contaminant peut rester dans une nappe phréatique jusqu'à 10 000 ans, ou impacter la santé des consommateurs. Il est donc souvent nécessaire d'entreprendre une décontamination pour rendre l'eau à nouveau consommable, pour éviter une migration des polluants vers d'autres nappes et pour respecter les obligations légales relatives à la qualité de l'eau.

Mais il peut être difficile pour les gestionnaires en environnement de choisir la bonne technique de remédiation parmi toutes celles qui sont offertes sur le marché. Sélectionner les techniques envisageables dépend de nombreux critères liés aux contaminants, au site, aux impacts potentiels sur l'environnement, à la durée, et aux ressources humaines et financières. Un mauvais choix peut revenir cher, ou s'avérer inefficace, ou causer des dommages environnementaux comme la génération de sous-produits toxiques. Mais considérer tous les paramètres d'influence en même temps, afin de faire le bon choix, peut être épineux. C'est pourquoi l'objectif principal de ce travail était de réaliser un outil d'aide à la décision pour le choix des techniques de remédiation des nappes phréatiques. Cet outil a été développé sous la forme de schémas décisionnels visant à présélectionner les méthodes envisageables en fonction de paramètres liés aux contaminants, au site, aux impacts environnementaux, aux paramètres économiques.

Le premier objectif spécifique était de passer en revue les contaminants les plus présents dans les nappes phréatiques québécoises. Dans le premier chapitre de ce travail, le registre des terrains et eaux souterraines contaminés du Québec a été étudié, et des recherches scientifiques conduites au Québec ont été utilisées afin de relever les contaminants les plus fréquents. Ces contaminants ont été repris dans les paramètres liés à la nature des contaminants, qui ont été utilisés dans les schémas décisionnels.

Le deuxième objectif spécifique était de décrire les notions de base en matière d'hydrogéologie et de transport et de sort des contaminants dans la nappe. Ces notions ont été exposées dans le chapitre 2, permettant de mieux comprendre sur quels mécanismes sont basées les techniques de remédiation.

Le troisième objectif spécifique était de détailler les différentes techniques de remédiation afin de pouvoir utiliser cette compréhension pour pouvoir élaborer une série de paramètres influençant leur



présélection. Le chapitre 3 a en effet exposé, pour chaque technique, les contaminants qui peuvent être traités, les paramètres liés au site, les impacts environnementaux, les durées et les coûts nécessaires.

Le quatrième objectif spécifique était de déterminer les paramètres influençant le choix des techniques de remédiation, ce qui a été fait dans le chapitre 4, en reprenant notamment les informations données dans le chapitre 3 au sujet des techniques de remédiation. Les paramètres sont liés aux contaminants, aux caractéristiques du site, aux impacts environnementaux et aux paramètres économiques.

Toutes ces informations ont été réutilisées dans le chapitre 5, où sont présentés les schémas décisionnels réalisés pour chaque catégorie de contaminants choisie dans les paramètres du chapitre 4. Ils permettent d'arriver à une présélection des techniques envisageables, qui ne dispense évidemment pas d'une étude des conditions de terrain pour faire un choix définitif. Les objectifs spécifiques et l'objectif principal ont donc été atteints.

Une perspective au niveau des outils permettant l'amélioration du choix d'une technique de remédiation des nappes phréatiques consiste en le développement de méthodes visant à une meilleure connaissance des nappes phréatiques. Des outils de quantification des incertitudes et de modélisation de l'hydrogéologie ou du parcours potentiel des contaminants sont en cours d'élaboration. Ces outils devraient permettre une connaissance plus appropriée des nappes, des risques et de la contamination. Cette connaissance de l'hydrogéologie est en effet souvent insuffisante pour faire des décisions qui soient toujours éclairées, en partie du fait du manque de perfectionnement des outils et du peu d'accessibilité de beaucoup de nappes.

## RÉFÉRENCES

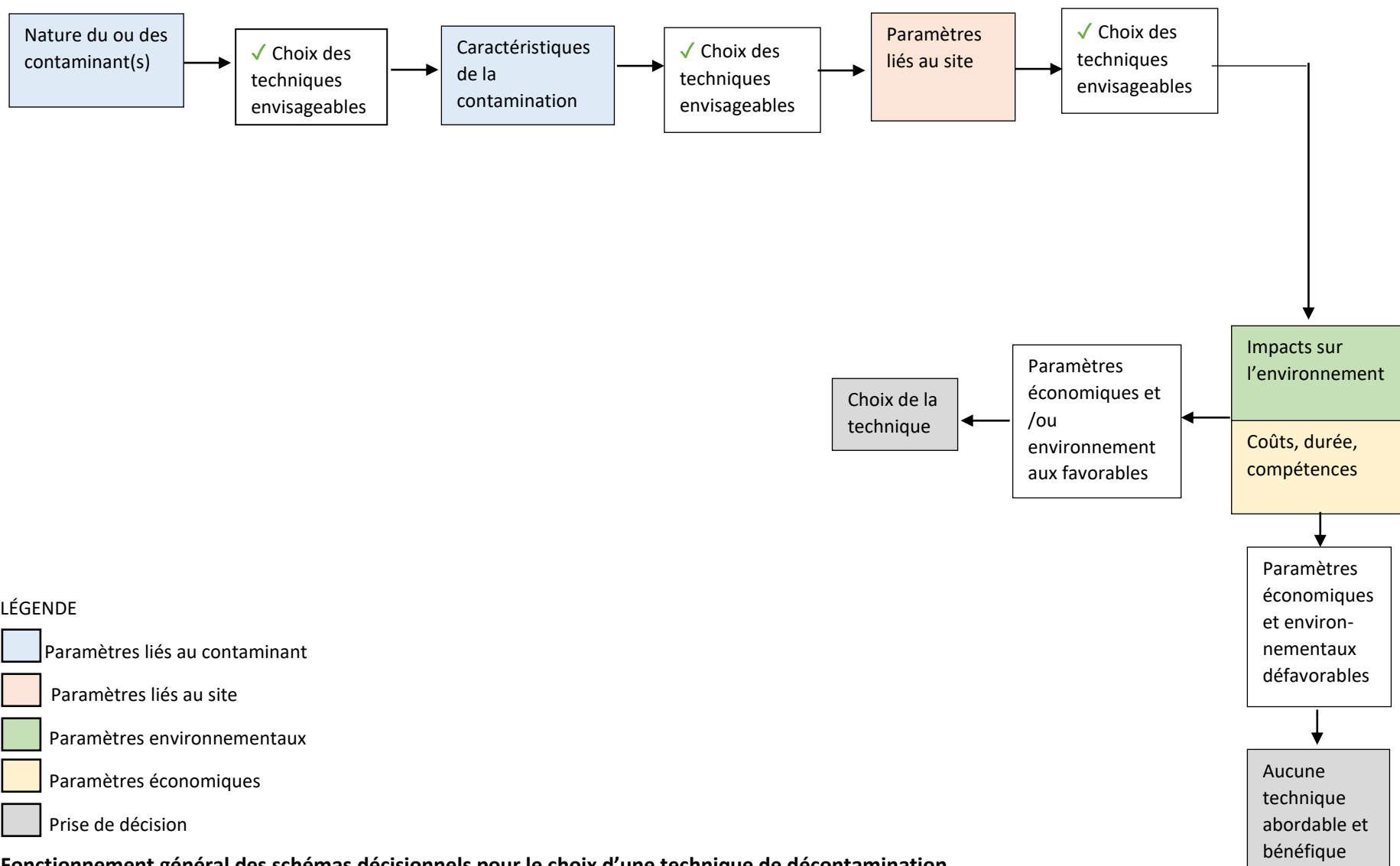
- Bhandari, A., Surampalli, R.Y., Champagne, P., Ong, K. S., Tyagi, R. D. et Lo, I. M.C. (2007). *Remediation Technologies for soils and groundwater*. Reston, Virginie, États-Unis : American Society of civil Engineers.
- Brusseau, M.L., Pepper, I. et Gerba, C. (2019). Physical Processes Affecting Contaminant Transport and Fate, in *Environmental and Pollution Science* (Third Edition), Burlington, Massachusetts, États-Unis : Elsevier.
- Buffin-Bélanger, T., Chaillou, G., Cloutier, C-A., Touchette, M., Héту et McCormack, R. (2015). *Programme d'acquisition de connaissance sur les eaux souterraines du nord-est du Bas-Saint-Laurent (PACES-NEBSL): Rapport synthèse*. Repéré à [http://www.environnement.gouv.qc.ca/\\_PACES/rapports-projets/BasStLaurent/BSL-synthese-UQAR-2015.pdf](http://www.environnement.gouv.qc.ca/_PACES/rapports-projets/BasStLaurent/BSL-synthese-UQAR-2015.pdf)
- Cheremisinoff, N. P. (1998). Groundwater Remediation and Treatment Technologies. Repéré à <https://www.sciencedirect-com.ezproxy.usherbrooke.ca/book/9780815514114/groundwater-remediation-and-treatment-technologies#book-info>
- Cheremisinoff, N. P. (2017). Groundwater remediation: A practical guide for environmental engineers and scientists. Repéré à <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat04883a&AN=she.a1320000&lang=fr&site=eds-live>
- Colombano, S., Saada, A., Guérin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Béranger, S., ...Girardeau, I. (2010). *Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices*. Repéré à <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-58609-FR.pdf>
- Dictionnaire Environnement* (s. d.a). Définition de « biodisponibilité ». Repéré à [https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire\\_environnement/definition/biodisponibilite.php4](https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/biodisponibilite.php4)
- Dictionnaire Environnement* (s. d.b). Définition de « Coefficient de partage Octanol / Eau (Kow) ». Repéré à [https://www.dictionnaire-environnement.com/coefficient\\_de\\_partage\\_octanol/\\_eau\\_kow\\_ID1814.html](https://www.dictionnaire-environnement.com/coefficient_de_partage_octanol/_eau_kow_ID1814.html)
- Environmental Protection Agency (2013). *Introduction to in situ bioremediation of groundwater*. Repéré à [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/introductiontoinsitubioremediationofgroundwater\\_dec2013.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/introductiontoinsitubioremediationofgroundwater_dec2013.pdf)
- Gouvernement du Canada (2008). Fiche descriptive : Injection de vapeur. Repéré à <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=27&lang=fra#infoMenu17>
- Gouvernement du Canada (2013). Sources d'eau : les eaux souterraines. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eau-aperçu/sources/eaux-souterraines.html#howmuch>

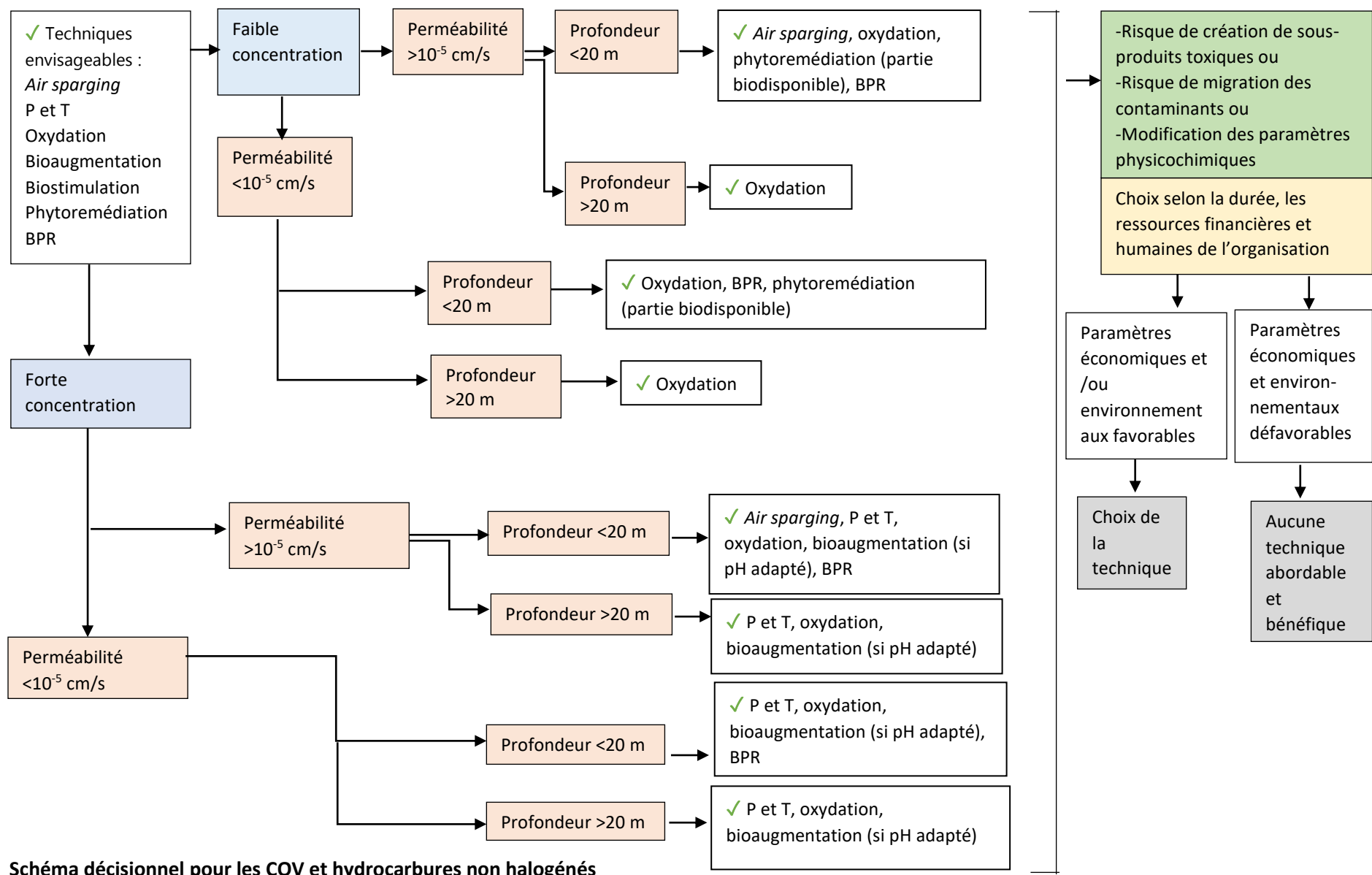
- Gouvernement du Canada (2014a). Fiche descriptive : Barrières active/passive perméables – in situ. Repéré à <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=42&lang=fra#infoMenu6>
- Gouvernement du Canada (2014b). Fiche descriptive : Pompage et traitement. Repéré à <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=44&lang=fra#infoMenu6>
- Gouvernement du Canada (2015). Fiche descriptive : Phytoremédiation des composés organiques. Repéré à <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=16&lang=fra#infoMenu10>
- Gouvernement du Canada (2017a). Contamination des eaux souterraines. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eau-aperçu/pollution-causes-effects/contamination-souterraines.html>
- Gouvernement du Canada (2017b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableau sommaire. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html#t2>
- Gouvernement du Canada (2019a). Fiche descriptive : Bioaugmentation – in situ. Repéré à <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=3&lang=fra#infoMenu11>
- Gouvernement du Canada (2019b). Fiche descriptive : Biostimulation aérobie. Repéré à <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=8&lang=fra#infoMenu6>
- Gouvernement du Canada (2019c). Fiche descriptive : Oxydation chimique avec peroxyde d'hydrogène (réaction de Fenton) – in situ. Repéré à <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=30&lang=fra#infoMenu11>
- Gouvernement du Québec (s. d.). Quelle est la situation et quelles sont les causes? Repéré à [http://www.environnement.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qualite-eau-Quelle-situation\\_NappeH2OSouterraine.htm](http://www.environnement.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qualite-eau-Quelle-situation_NappeH2OSouterraine.htm)
- Grand dictionnaire terminologique* (GDT). (2000). Fiche terminologique « esker ». Repéré à [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=8371590](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8371590)
- Grand dictionnaire terminologique* (GDT). (2002). Fiche terminologique « cavitation acoustique ». Repéré à [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=8363541](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8363541)
- Grand dictionnaire terminologique* (GDT). (2013). Fiche terminologique « kame ». Repéré à [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=26530865](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=26530865)
- Grand dictionnaire terminologique* (GDT). (2017a). Fiche terminologique « oxydation ». Repéré à [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=17027402](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=17027402)
- Grand dictionnaire terminologique* (GDT). (2017b). Fiche terminologique « réduction ». Repéré à [http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id\\_Fiche=26521878](http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=26521878)

- Hébert, J. et Bernard, J. 2013. *Bilan sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010*. Repéré à <http://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan/bilan2010.pdf>
- Hudak, P.F. (2005). *Principles of hydrogeology* (3<sup>e</sup> éd.). Boca Raton, Floride, États-Unis : CRC Press.
- Landmeyer, J. E. (2012). *Introduction to phytoremediation of contaminated groundwater: Historical foundation, hydrologic control, and contaminant remediation*. Repéré à <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat04883a&AN=she.a943534&lang=fr&site=eds-live>
- Larocque, M., Meyzonnat, G., Ouellet, M. A., Graveline, M. H., Gagné, S., Barnetche, D. et Dorner, S. (2015). *Projet de connaissance des eaux souterraines de la zone Vaudreuil-Soulanges - Rapport synthèse*. Repéré à [http://www.environnement.gouv.qc.ca/\\_PACES/rapports-projets/VaudreuilSoulanges/VS-synthese-UQAM-201503.pdf](http://www.environnement.gouv.qc.ca/_PACES/rapports-projets/VaudreuilSoulanges/VS-synthese-UQAM-201503.pdf)
- Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés, c. C-6.2*
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement, L.C. 1999, c. 33*
- Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2.*
- Loi sur les pêches, L.R.C., 1985, c. F-14*
- Lyon D.Y. et Vogel T.M. (2013) Bioaugmentation for Groundwater Remediation: An Overview. Dans Stroo H., Leeson A., Ward C. (dir.) *Bioaugmentation for Groundwater Remediation*. New York, New-York, États-Unis : Springer.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019). *Guide d'intervention –Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*. Repéré à <http://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (s. d.a). Aires protégées au Québec - Les provinces naturelles - Niveau I du cadre écologique de référence du Québec - Les principaux descripteurs des provinces naturelle. Repéré à [http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/partie3.htm#geologie](http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie3.htm#geologie)
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (s. d.b). Projets d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines. Repéré à <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/programmes/acquisition-connaissance.htm>
- Règlement sur la qualité de l'eau potable, L.R.Q., c. Q-2, r. 40.*

- Ressources naturelles Canada et Institut national de la recherche scientifique (2008). *Guide méthodologique pour la caractérisation régionale des aquifères granulaires*. Repéré à [http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/aquiferes/guide\\_granulaires.pdf](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/aquiferes/guide_granulaires.pdf)
- Saby, M., Larocque, M., Pinti, D. L., Barbecot, F., Gagné, S., Barnette, D. et Cabana, H. (2017). Regional assessment of concentrations and sources of pharmaceutically active compounds, pesticides, nitrate, and E. coli in post-glacial aquifer environments (Canada). *Science of the Total Environment*, 579 (2017), 557–568.
- Sanchez Uribe, J. S. (2017). *Présence de contaminants émergents dans les eaux potables de dix-neuf municipalités du centre-sud du Québec, Canada* (mémoire de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec.
- Selecdopol (s. d.). Techniques de dépollution. Repéré à <http://www.selecdepoll.fr/techniques-de-depollution>
- Siegrist, R. L., Crimi, L. et Simpkin, T. J. (2011) *In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation*. Repéré à <https://doi-org.ezproxy.usherbrooke.ca/10.1007/978-1-4419-7826-4>
- Singhal, B.B. S. et Gupta, R. P. (2016). *Applied Hydrogeology of Fractured Rocks* (2e éd.). Repéré à <https://doi-org.ezproxy.usherbrooke.ca/10.1007/978-90-481-8799-7>
- Système d'information pour la gestion des eaux souterraines en Aquitaine (s. d.). Impact du changement climatique sur les ressources en eau souterraine. Repéré à <http://sigesaqi.brgm.fr/Impact-du-changement-climatique-sur-les-ressources-en-eau.html>
- Universalis (s. d.). Définition de « halogène ». Repéré à <https://www.universalis.fr/dictionnaire/halogene/>
- Universalis (s. d.). Définition de « zérovalent ». Repéré à <https://www.universalis.fr/dictionnaire/zerovalent/>
- University of Aberdeen (s. d.). *Ground Water, Surface Water, and Leachate - Adsorption/Absorption*. Repéré à [https://www.abdn.ac.uk/remediation-dst/documents/adsorption\\_absorption.pdf](https://www.abdn.ac.uk/remediation-dst/documents/adsorption_absorption.pdf)
- Wouters, J. (2014). *Concentré de chimie*. Namur, Belgique : Presses universitaires de Namur.

## ANNEXE 1 – SCHÉMAS DÉCISIONNELS POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE DE DÉCONTAMINATION





**Schéma décisionnel pour les COV et hydrocarbures non halogénés**

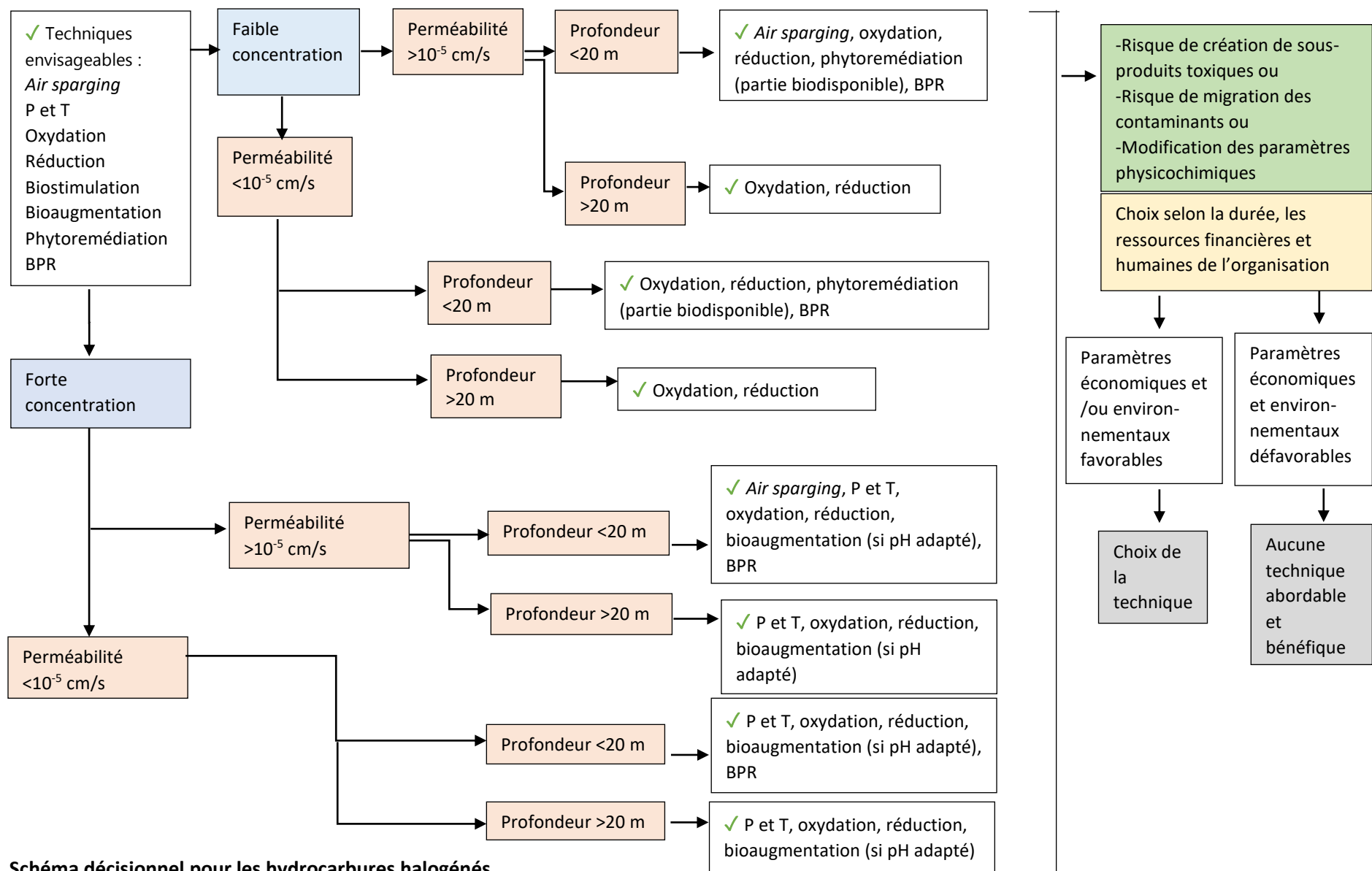
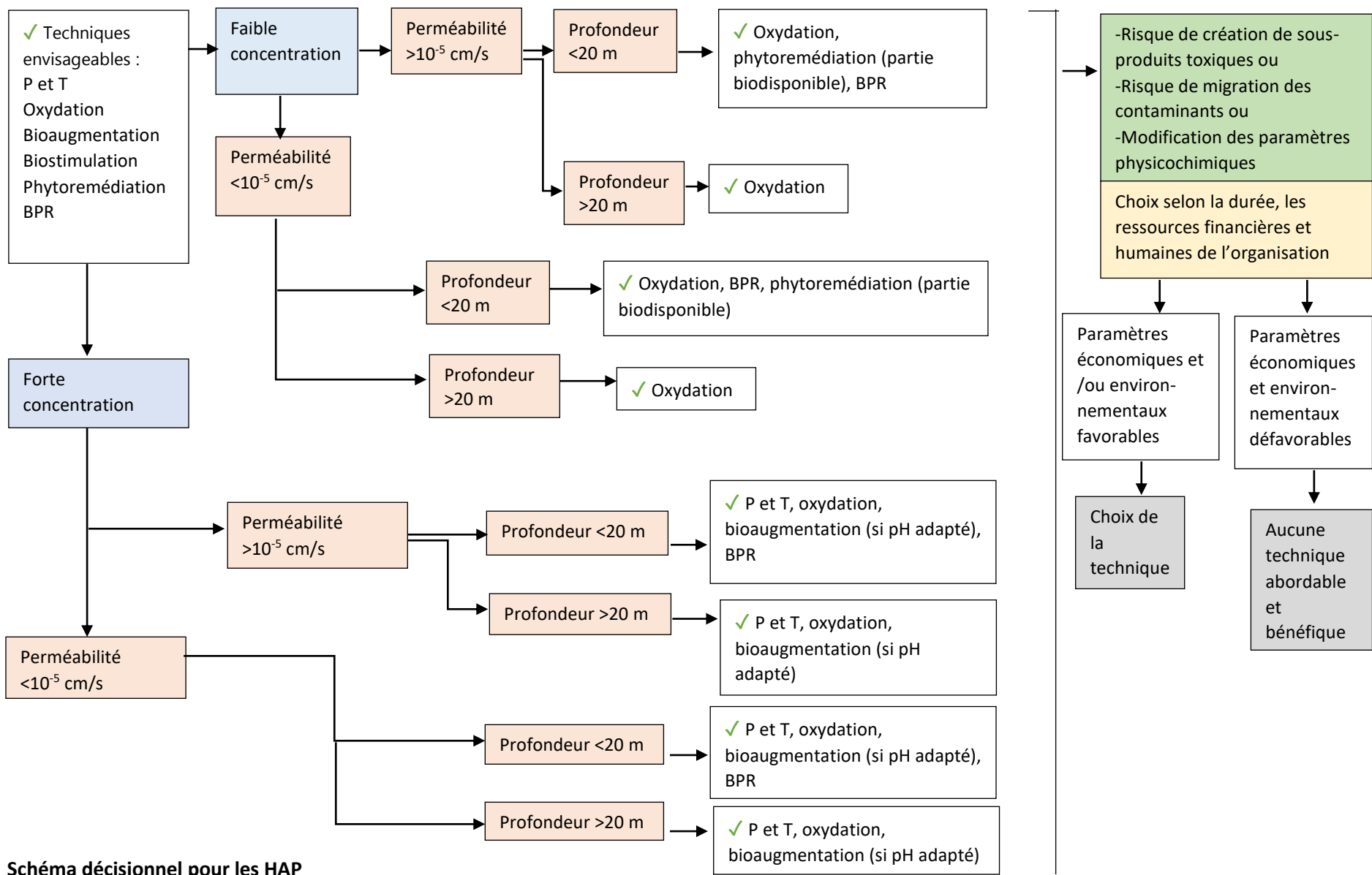
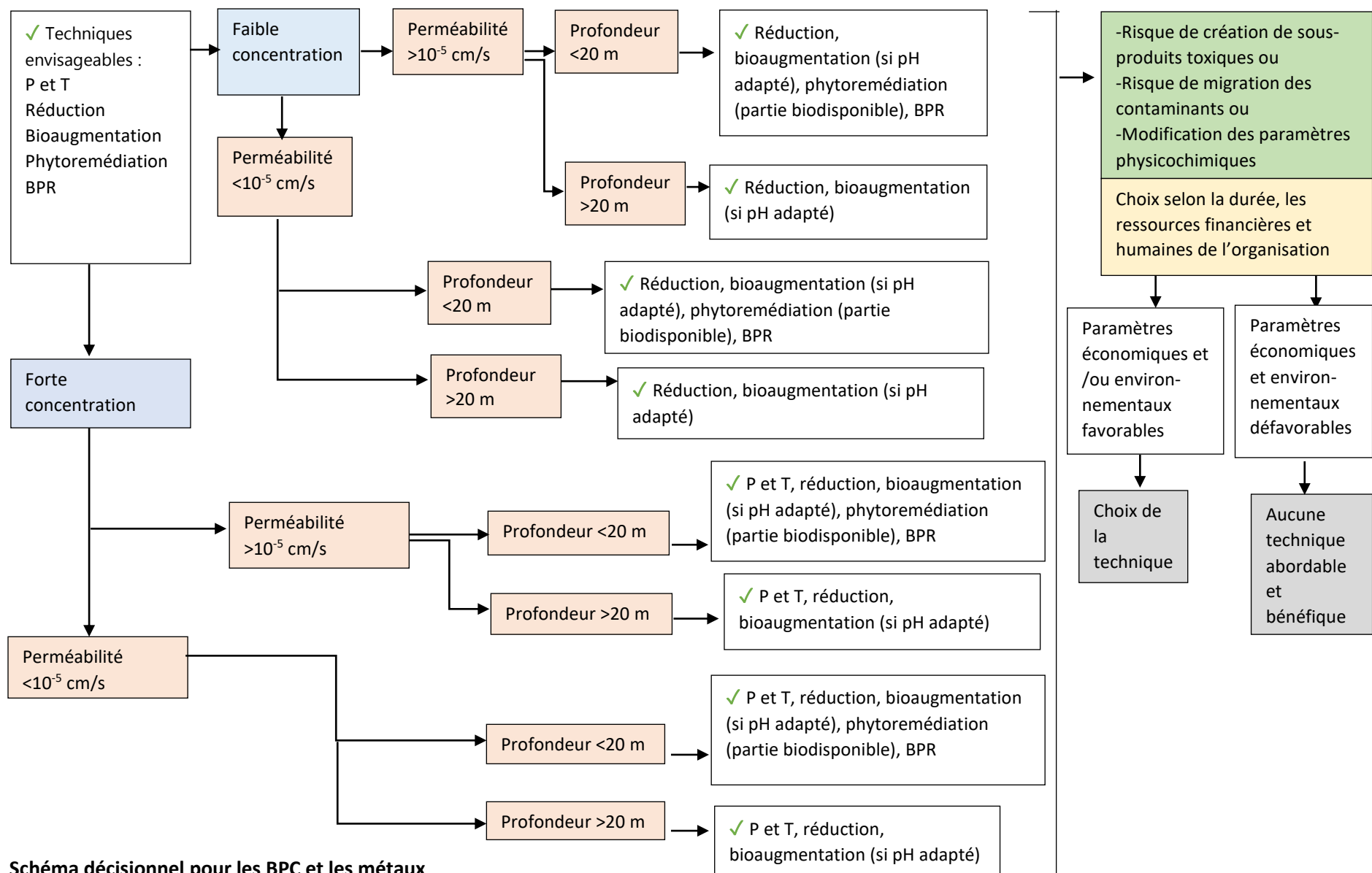
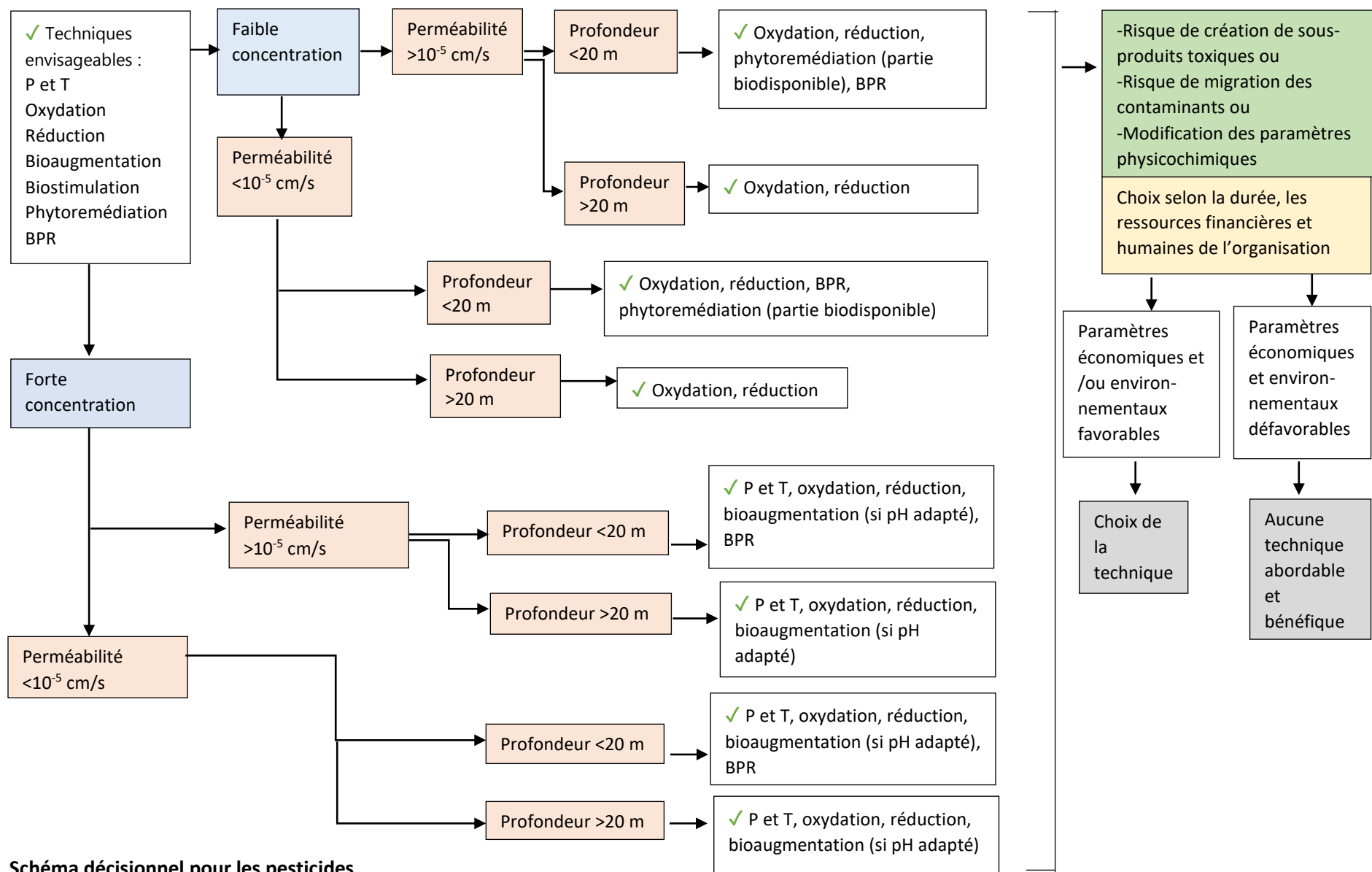


Schéma décisionnel pour les hydrocarbures halogénés









**Schéma décisionnel pour les pesticides**